

Universidad Complutense de Madrid

Máster Interuniversitario en Restauración de Ecosistemas

---

# **Efecto del cambio climático y estado de conservación de los parientes silvestres de los cultivos en los espacios protegidos de Europa y Turquía**

---



**Trabajo fin de máster**

**Presentado por:**

D. Nikolay Matanov Mavrodiev

---

**Directores:**

Dr. José María Iriondo Alegría y Dra. María Luisa Rubio Teso

---

**Tutor académico:**

Dr. Enrique Andivia Muñoz

---

Área de la Biodiversidad y Conservación

Universidad Rey Juan Carlos

Valencia. 24 de enero de 2021

# Índice

<b>Resumen .....</b>	<b>1</b>
<b>Introducción.....</b>	<b>3</b>
<b>Material y métodos .....</b>	<b>6</b>
<b>Inventario de PSC.....</b>	<b>6</b>
<b>PSC en la Red Natura 2000.....</b>	<b>9</b>
<b>Presencia de los PSC prioritarios de Europa + Turquía en los espacios protegidos.....</b>	<b>9</b>
<b>Evaluación del efecto del cambio climático .....</b>	<b>10</b>
<b>Resultados .....</b>	<b>13</b>
<b>Inventario de PSC y la base de datos de distribución espacial .....</b>	<b>13</b>
<b>PSC en la Red Natura 2000.....</b>	<b>14</b>
<b>Presencia de los PSC prioritarios de Europa + Turquía en los espacios protegidos....</b>	<b>15</b>
<b>Evaluación del efecto del cambio climático .....</b>	<b>16</b>
<b>Discusión .....</b>	<b>23</b>
<b>Modelos de distribución de especies .....</b>	<b>24</b>
<b>Patrones y proyecciones de las especies de estudio .....</b>	<b>25</b>
<b>Limitaciones de los espacios protegidos.....</b>	<b>25</b>
<b>Propuesta ante el cambio climático .....</b>	<b>26</b>
<b>Consideraciones y limitaciones del estudio .....</b>	<b>27</b>
<b>Conclusiones .....</b>	<b>28</b>
<b>Agradecimientos.....</b>	<b>28</b>
<b>Script de R.....</b>	<b>28</b>
<b>Bibliografía.....</b>	<b>29</b>
<b>Aplicaciones .....</b>	<b>35</b>
<b>Anexos.....</b>	<b>36</b>
<b>Anexo 1.....</b>	<b>36</b>
<b>Anexo 2.....</b>	<b>45</b>
<b>Anexo 3.....</b>	<b>54</b>
<b>Anexo 4.....</b>	<b>63</b>
<b>Anexo 5.....</b>	<b>72</b>
<b>Anexo 6.....</b>	<b>81</b>

## **Resumen**

Los parientes silvestres de cultivos (PSC) poseen una diversidad genética útil para desarrollar variedades de cultivos más productivas, nutritivas y resistentes. Sin embargo, su estado de conservación y disponibilidad para su utilización son motivo de preocupación para su cuantificación a nivel mundial. En este trabajo, modelamos la distribución actual y futura de 17 especies de PSC seleccionadas bajo el criterio de la seguridad alimentaria y estado de protección relacionadas con 3 cultivos de importancia: trigo, cebada y centeno. Comparamos así la diversidad geográfica y los cambios de distribución potenciales de las especies en Europa y Turquía y la capacidad de los espacios protegidos para la conservación pasiva de las especies seleccionadas. Adicionalmente, hemos estimado el potencial de conservación de la Red Natura 2000 en relación a los hábitats protegidos por el Anexo I y la presencia de los PSC del inventario de PSC prioritarios europeos y las 17 especies de PSC seleccionadas como especies características de dichos hábitats. Nuestros resultados del modelado indican que la distribución geográfica de las 17 especies seleccionadas de PSC está ampliamente representada a nivel europeo y en los espacios protegidos tanto en los escenarios actuales como en los futuros, con una ganancia generalizada de cobertura geográfica de los PSC por parte de los espacios protegidos a consecuencia del cambio climático. Además, se ha identificado un total de 84 PSC prioritarios europeos como especies características, representando solo a dos de las 17 especies de PSC seleccionadas. Concluimos que los espacios protegidos de Europa y Turquía y, en paralelo, la red Natura 2000 son sistemas con gran potencial para la protección de los PSC. Sin embargo, es necesario prestar especial atención a la gestión y planes de actuaciones en los espacios protegidos y no confiar en la protección pasiva que aportan para la conservación consiguiente.

## **Abstract**

Crop wild relatives (CWR) are plants that possess genetic diversity useful for developing more productive, nutritious and resistant crop varieties. However, their conservation status and availability for use become a reason for concern for its quantification worldwide. In this article, we model the current and future distribution of 17 CWR selected species under the criteria of food security and protection status related to 3 important crops: wheat, barley and rye. We thus compare the geographic diversity and the potential changes of the species in Europe and Turkey and the capacity of the protected areas for the passive conservation of the selected species. Furthermore, we have assessed the conservation potential of the Natura 2000 network in accordance with the Annex I protected habitats, with the identification of the CWR species included in the inventory of European priority CWR and the 17 selected species from it that are found to be characteristic species of those habitats. Our modeling results indicate that the geographic distribution of the 17 selected CWR species is widely represented at the European level and in protected areas in both current and future scenarios, with a generalized gain in geographic distribution accompanied by climate change. In addition, a total of 84 European priority CWR have been recorded as characteristic species, representing only two of the 17 selected CWR species. We conclude that the protected areas of Europe and Turkey and, in addition, the

Natura 2000 network are systems with great potential for the protection of CWR. However, it is necessary to pay special attention to the management and action plans in protected areas and not rely on passive protection that contribute to the consequent conservation.

**Palabras clave**

Agricultura, Conservación de la agrobiodiversidad, Seguridad alimentaria, Modelos de distribución de las especies, Red Natura 2000, Conservación pasiva.



## Introducción

Con el transcurso de los años se ha producido un aumento en las presiones de cambio sobre el medio, tanto natural como antropizado, derivando a impactos negativos irreversibles. Estos impactos con repercusión al bienestar humano y a la seguridad alimentaria son múltiples, destacando el cambio climático con una estimación de reducción de la producción agraria en 2% por década con un aumento de temperatura en 4.8°C para 2100 (Pachauri et al. 2014). Como resultado, la seguridad alimenticia se está volviendo cada vez más dependiente de la mayor amplitud de recursos encontrados en la naturaleza. Además, según las proyecciones de Naciones Unidas (2019) la población humana aumentará a 9.700 millones para el 2050, lo que significa un aumento del suministro alimentario para 2.200 millones de personas más, traducándose en un aumento del 50% de la demanda de productos entre 2012 y 2050 (FAO 2017). Este proceso de cambio será producto de una presión sobre los sistemas de producción de alimento lo cual resultará en una demanda de espacio y recursos para cultivar. En consecuencia, una gran parte de la superficie global se verá afectada en contraposición a unos pocos lugares geográficos que se verán beneficiados por el aumento en el rendimiento de los cultivos (Olesen & Bindi 2002; Uleberg et al. 2014), aumentando así las interdependencias de las importaciones y exportaciones alimenticias (FAO 2009).

Uno de los medios potenciales para hacer frente a estos impactos consiste en el desarrollo de nuevas variedades de especies de cultivo. Estas variedades presentan mayor resistencia frente a los cambios climáticos y fenómenos meteorológicos más extremos, cambios de salinidad, exposiciones alteradas o aumentos de plagas y enfermedades, agregando una mayor eficacia en la utilización de los recursos. Los parientes silvestres de cultivos (PSC) son una fuente potencial de diversidad genética para conseguir estos mejoramientos de los cultivos, representando así una gama de lo más amplia de recursos fitogenéticos. Por ende, los PSC pueden ser definidos como taxones silvestres estrechamente relacionados con los cultivos con un gran potencial de cruzabilidad proporcionando una base genética para abordar tensiones bióticas y abióticas, poniendo a disposición múltiples rasgos adaptativos únicos (Tanksley & McCouch 1997; Maxted & Kell 2009; Maxted et al. 2012; FAO 2015).

Desde los inicios de la agricultura, hace unos 12.000 años, estas especies han proporcionado la base para la mejora de cultivos siendo una parte importante del patrimonio cultural histórico-agrario. Sin embargo, el cambio climático y las perturbaciones no solo han afectado al rendimiento agrario (Challinor et al. 2014), sino también a la supervivencia de los PSC y sus hábitats naturales, con especies que presentan pérdidas estimadas de más del 50% de su área de distribución para 2055 (Jarvis et al. 2008). Algunos ejemplos del uso de PSC para el desarrollo de adaptaciones en los cultivos se han producido en el manzano (Cummins & Aldwinckle 1979) con un aumento a la tolerancia al frío derivado de la especie silvestre (*Malus baccata* (L.) Borkh) (Cummins & Aldwinckle 1979), o la mejora a la tolerancia a la sequía en la cebada cultivada a partir de la silvestre (*Hordeum vulgare* L. subsp. *spontaneum* (K. Koch) Thell.) (Lake et al. 2011).

En vista de la importancia alimentaria y nutricional, la conservación de PSC es una responsabilidad seria para las generaciones actuales y futuras a nivel mundial, focalizándose el problema en las áreas subdesarrolladas del planeta. Se estima que los PSC han contribuido a aumentar la productividad de los cultivos por año por valor de 120 mil millones de dólares USA (Price-Waterhouse-Coopers 2013). Asimismo, la tendencia actual en valorizar y cuantificar los servicios ecosistémicos ha respaldado la importancia de estos, dado el vínculo entre los PSC y los servicios de abastecimiento, regularización y culturales junto a la necesidad de minimizar los impactos sobre los ecosistemas y la biodiversidad.

La prioridad de conservación de los PSC está presente en múltiples metas y objetivos internacionales para la conservación de la biodiversidad, como la Meta 13 del Plan Estratégico para la Biodiversidad (CBD 2010), que establece que “para el año 2020, la diversidad genética de las plantas cultivadas [...] y de los parientes silvestres, incluidas otras especies de valor socioeconómico y cultural, será conservada, y se desarrollarán e implementarán estrategias para minimizar la erosión genética y salvaguardar su diversidad genética”; Tratado Internacional sobre Recursos Fitogenéticos para la Alimentación y la Agricultura (ITPGRFA) (FAO 2001); CBD Estrategia Global para la Conservación de las Plantas 2011–2020 (CBD 2010); el Segundo Plan de Acción Mundial para los Recursos Fitogenéticos para la Alimentación y Agricultura (FAO 2011) o la Estrategia de Biodiversidad de la Unión Europea para 2020 (EP 2012).

A nivel internacional, la región europea es considerada una de las regiones de mayor importancia para la conservación de PSC, donde casi el 83% de las especies son especies de cultivos y PSC (19 537 especies) (Kell et al. 2008). Esta región es reconocida como una de los ocho centros primarios de origen de plantas de cultivo y agrarias (Vincent et al. 2013; Castañeda-Álvarez et al. 2016). Dentro de los PSC, a nivel europeo, al menos el 11.5% (66) de las especies se consideran amenazadas, 4.5% de las especies están clasificadas como casi amenazadas (NT), el 54.7% se evaluó como preocupación menor (LC) y el 29% como datos insuficientes (DD). Otras áreas de riqueza de especies de PSC incluyen el Cáucaso, Indochina, el este y oeste de los Estados Unidos, los Andes y el centro y este de América del Sur (Maxted et al. 2015).

A nivel nacional, hay una gran variedad de instituciones y partes involucradas en el desarrollo de estrategias de conservación de PSC, con informes elaborados por institutos de investigación, bancos de germoplasma y universidades. Las autoridades involucradas son principalmente ministerios (agricultura y medio ambiente), institutos de investigación y bancos de germoplasma. Las mejores estrategias nacionales de conservación de PSC se han logrado en países con una integración múltiple de las partes interesadas, como Reino Unido, Chipre o Finlandia. Esto enfatiza que el desarrollo de estrategias de conservación efectivas de PSC es un proceso multidisciplinar, dinámico y complejo. Asimismo, se han desarrollado inventarios nacionales de PSC prioritarios para España (Teso et al. 2013), Italia (Landucci et al. 2014), Finlandia (Fitzgerald 2013), Chipre (Phillips et al. 2014), Inglaterra (Jarvis et al. 2015), Portugal (Brehm et al. 2008) y Estados Unidos (Khoury et al. 2013) entre otros. Aún así, la conservación *in situ* de PSC es deficiente a nivel mundial, habiéndose establecido unas pocas reservas genéticas de PSC

(Maxted & Kell 2009), de las cuales solo un porcentaje muy bajo cumple con los estándares de conservación *in situ* establecidos por Iriondo et al. (2012).

Todo esto instaura una presión para que las organizaciones nacionales de conservación pongan énfasis en la conservación genética de los PSC tanto fuera de su área de distribución natural, *ex situ*, como dentro de estas, *in situ*. La idea del Programa de Recursos Fitogenéticos (ECPGR) es alcanzar una conservación *in situ* efectiva y sistemática de los centros de diversidad de PSC en Europa en dos niveles centrales de planificación de las estrategias de conservación: nacional y regional (europea). Sumado a esto, se está realizando el esfuerzo para la priorización de los taxones a nivel mundial (Vincent et al. 2013), su recolección y conservación en bancos de germoplasma a gran escala para cultivos prioritarios (Dempewolf et al. 2014), y en la identificación de ubicaciones prioritarias globales para la conservación *in situ* (Vincent et al. 2019).

En contraposición a su importancia, tanto económica como para el bienestar humano, los PSC no están ampliamente integrados en la red global de espacios protegidos existentes. Si bien la mayoría de los espacios protegidos del mundo contienen poblaciones de PSC, se establecieron para la conservación de hábitats específicos o especies carismáticas, por lo cual, los PSC no se encuentran en general bajo ninguna gestión o plan de actuación (Hunter & Heywood 2012). Al mismo tiempo, la conservación de PSC sigue siendo un área de investigación con fondos insuficientes, con un 72% de taxones que requieren colecciones *ex situ* adicionales (Castañeda-Álvarez et al. 2016), el requerimiento de establecer reservas genéticas (Fielder et al. 2015) y una gestión de conservación *in situ* más enfatizada (Maxted et al. 2016).

Son múltiples las técnicas y mecanismos utilizados para abordar el estudio de la diversidad y los efectos que provocan los cambios ambientales sobre la dinámica de los procesos ecológicos y ecosistémicos. Algunos de los mecanismos utilizados en los últimos años para estudiar los impactos sobre las especies son los modelos de distribución de las especies (MDS). Estos MDS están cada vez más implicados en cuestiones de biología de la conservación, ecología y evolución (Guisan & Thuiller 2005) pues permiten relacionar la presencia de las especies con factores abióticos lo que posibilita estimar la distribución de la especie (Araújo & Peterson 2012). Por ende, los MDS brindan información sobre la cobertura potencial en función de los condicionantes ambientales subyacentes en la distribución de las especies. Han sido múltiples los usos de estos MDS, como la evaluación de los cambios de usos del suelo (Thuiller et al. 2005), o la identificación de localidades potenciales de especies raras o singulares (Engler et al. 2004). Con base en esto, estos MDS brindan la posibilidad de observar la existencia de sesgos y la probabilidad de ocurrencia de especies en ubicaciones geográficas inexploradas hasta el momento (Araújo et al. 2011).

Acompañando el auge de los MDS se ha producido un aumento significativo en el estudio de la distribución de las especies bajo los efectos del cambio climático. Estos estudios se basan en la combinación de variables ambientales estimadas para permitir predecir distribuciones proyectadas de especies en escenarios climáticos futuros (Stockwell & Peterson 2002; Thuiller

et al. 2005; Araújo & Guisan 2006). Un papel potencial de los resultados de estos MDS es su aplicabilidad en la selección de áreas protegidas e identificación de reservas futuras (Marini et al. 2009) que median el riesgo de extinción por el cambio climático, o la estimación de la dinámica de especies tanto fijas como migratorias. Algunos ejemplos de esta metodología son los estudios de respuesta de las plantas en ambientes alpinos (Thuiller et al. 2005) o su utilización en la preparación de informes del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático, siendo de las principales fuentes de datos para conservacionistas, administradores y políticos frente las pérdidas de biodiversidad y los efectos del cambio global.

En función a todo lo expuesto, el principal objetivo a abordar en este trabajo es observar la capacidad del conjunto de espacios protegidos y hábitats naturales y seminaturales integrados en el Manual de interpretación de los hábitats de la Unión Europea en proteger especies de interés de PSC. Mediante este proceso pretendemos evaluar: a) la consideración de los PSC en la Red Natura 2000; b) el potencial de conservación pasiva de determinadas especies de PSC en escenarios presentes y futuros mediante el grado de cobertura que ofrecen los espacios protegidos; c) las consecuencias que puede ocasionar el cambios climático en las especies de PSC seleccionadas y hasta que punto va a resultar afectado el grado de cobertura pasiva que ofrecen los espacios protegidos y d) el potencial de los MDS en el ámbito de la conservación.

## **Material y métodos**

### **Inventario de PSC**

Para el desarrollo de los objetivos se empleó un inventario priorizado de PSC europeos (Kell 2020). Su elaboración se basa en trabajos previos de Kell et al. (2005, 2012, 2014, 2016) y Bilz et al. (2011), utilizando la metodología de Kell et al. (2017). El alcance geográfico que presenta es Europa, según la definición de Hollis & Brummit (2001) y territorios de la Unión Europea fuera de Europa (Azores, Islas Canarias, Chipre, Islas del Egeo Oriental y Madeira) y Turquía. El inventario engloba taxones relacionados con cultivos de alimentos para humanos y animales, taxones nativos e introducidos, aunque se excluyeron los taxones introducidos reportados como invasores en cualquiera de los países europeos.

### **Base de datos de distribución espacial**

Los registros de localidades e información complementaria de las especies se obtuvieron del Servicio de Información sobre Biodiversidad Global (GBIF, disponible en <http://www.gbif.org/>), mediante la descarga del archivo Darwin Core. GBIF es una plataforma web mundial de datos corológicos de especies silvestres procedentes de un gran conjunto de proveedores (bancos de germoplasma, jardines botánicos, museos, universidades, centros de investigación o aplicaciones web como iNaturalist). Una vez obtenidos los datos de cada especie del listado se aplicó el siguiente filtrado:

- 1) Selección de registros con coordenadas de al menos 1 decimal de grado decimal (resolución de 10 x 10 km).

- 2) Selección de registros de poblaciones silvestres, eliminando las poblaciones potencialmente cultivadas. Eliminación de registros que coinciden con centroides de países, capitales, instalaciones de GBIF, institutos de investigación, jardines botánicos o cualquier infraestructura antrópica.
- 3) Eliminación de poblaciones que están en el mar con recuperación posterior de las coordenadas próximas a la costa. Estos registros se situaron en la región más próxima de la costa.
- 4) Selección de registros en Europa + Turquía.
- 5) Selección de registros posteriores a 1950.
- 6) Eliminación de duplicados.
- 7) Eliminación de registros en sitios con uso de suelo no compatibles (áreas urbanas, cuerpos de agua, hielo y nieve permanente).
- 8) Eliminación de registros que puedan ser considerados la misma población por encontrarse a menos de 1 km entre sí.

Con el octavo paso se obtiene la eliminación de duplicaciones y se reduce la desviación que pueden experimentar los datos dada su concentración en ciudades, carreteras o sitios más accesibles para los humanos. Con este proceso se consigue una muestra más balanceada para la ejecución de los MDS.

El listado elaborado final comprende en conjunto un total de 485 especies y 378 subespecies, sin embargo, tras la consulta de datos del GBIF y Genesys y los procesos de filtrado se generó una lista más reducida de un total de 568 taxones (384 a nivel de especie y 184 a nivel de subespecie) (66% de los taxones incluidos en el inventario de PSC prioritarios europeos) con un número de 2.8 millones de registros.

A partir de este inventario (Rubio Teso et al. 2020), se realizó un filtrado para minorizar la base de datos y concentrarla en aquellas especies de mayor interés para el estudio.

Los criterios utilizados para escoger las especies de estudio fueron los siguientes:

- Como primer criterio nos basamos en la importancia económica y social de las especies cultivadas para Europa. Para esto, se han consultado los registros de la FAO para observar las especies de mayor producción en los últimos 20 años, por lo cual abarcarían a las especies que proporcionan una mayor seguridad alimentaria por su elevado consumo. Además, dada su gran producción, se asume la relación que tiene con el empleo y la economía global. Se han tomado en cuenta solo los últimos 20 años para tener una mayor aproximación a la actualidad (disponible en: <http://www.fao.org/faostat/es/#data/QC>).
- Como segundo criterio se ha utilizado la relación entre el cultivo y su PSC en función del concepto de acervo genético (Harlan & de Wet 1971) o de grupo taxonómico (Maxted et al. 2006). Dentro del concepto de acervo genético se distinguen tres subcategorías:

- Acervo genético 1 (GP1): formas cultivadas (GP1a) y silvestres del cultivo (GP1b), donde los genes que pertenecen a la reserva genética primaria (GP1b) de un cultivo se transfieren con facilidad al cultivo (GP1a).
- Acervo genético 2 (GP2): presenta cierto éxito de transferencia genética utilizando técnicas de reproducción convencionales.
- Acervo genético 3 (GP3): la transferencia de genes requiere enfoques biotecnológicos para producirse.

Dentro del grupo taxonómico se presentan cinco subgrupos:

- Grupo taxonómico 1 (TG1): TG1a corresponde al cultivo (sinónimo a GP1a), TG1b denota PSC perteneciente a la misma especie que el cultivo.
- Grupo taxonómico 2 (TG2): denota PSC perteneciente a la misma sección que el cultivo.
- Grupo taxonómico 3 (TG3): denota a los pertenecientes al mismo subgénero que el cultivo.
- Grupo taxonómico 4 (TG4): denota a los pertenecientes al mismo género que el cultivo.
- Grupo taxonómico 5 (TG5): denota a los pertenecientes a la misma tribu, pero diferente género que el cultivo.

Las especies priorizadas son aquellas que se encuentran en las categorías de acervo genético GP1 y GP2 o categoría de grupo taxonómico TG2 y TG3. A la hora de escoger el método es preferible el concepto de acervo genético, pues este marca el éxito reproductivo entre el PSC y cultivo, pero cuando no se disponía de información sobre la cruzabilidad entre especies, se aplicó el criterio del concepto de grupo de taxón. Este criterio permite establecer un filtro hacia aquellas especies más próximas y de cruzabilidad más fácil.

- Como tercer criterio se ha utilizado la evaluación del estado de riesgo con respecto a la supervivencia de especies *in situ*. Para conocer el estado de las especies se han consultados las listas rojas nacionales para las especies de plantas de la UICN (IUCN 2012). Este aspecto se tiene en cuenta pues se espera que las especies actualmente amenazadas sean las que más sufran los efectos de cambio climático, dado que las especies en peligro se caracterizan por presentar nichos actuales más reducidos siendo más especialistas y, por lo tanto, se consideran menos tolerantes y más desfavorables frente a los cambios ambientales. Bajo este criterio se pueden encontrar las siguientes categorías: extinto (EX), extinto en estado silvestres (EW), en peligro crítico (CR), en peligro (EN), vulnerable (VU), casi amenazado (NT), preocupación menor (LC) y datos insuficientes (DD). Se han tenido en cuenta todas las categorías a excepción de los datos insuficientes, pues no se considera una atribución significativa.
- Como cuarto criterio se tuvo en cuenta el tamaño muestral de los registros de localidades de cada especie. Especies con menos de 20 datos de presencia se excluyeron para disminuir los efectos de error en los MDS y obtener MDS con mayor precisión (Proosdij et al. 2016). Esta decisión se basa en la necesidad de contar al menos con un mínimo de 1000

o 100 puntos de fondo en los modelos GLM y RF, respectivamente (Barbet-Massin et al. 2012) con un número de prevalencia de 0.2 en RF (número de presencias en relación con toda la muestra) (Proosdij et al., 2016) para conseguir mayores precisiones de los MDS.

Con este método se han obtenido un total de 22 taxones hasta el tercer criterio (destacando aquellas que presentan un criterio de amenaza y relación próxima con las especies de cultivo) y de 17 taxones con la aplicación del cuarto criterio (más de 20 poblaciones), haciendo un énfasis de estudio en estas 17 especies seleccionadas.

### **PSC en la Red Natura 2000**

Para poder establecer la presencia de PSC en la red Natura 2000, se realizó una búsqueda sistemática de cada especie del filtrado y sus correspondientes sinónimos en los Anexos I, II, IV y V de la Directiva de Hábitats (Directiva del Consejo 92/43 / CEE) (Comisión Europea, 1992) en el Manual de interpretación de los hábitats de la Unión Europea – EUR 28 (Comisión Europea, DG Medio Ambiente, 2013). En base a la información recopilada se elaboró un fichero Excel con las presencias/ausencias de las especies del inventario de PSC prioritarios europeos en los hábitats correspondientes con el objetivo de buscar los PSC catalogados como especies características (Anexos II y IV) en cualquiera de los hábitats protegidos (Anexo I). El listado de sinónimos se elaboró para poder abarcar en completo a cada especie. Este listado se elaboró en base al inventario de PSC prioritarios europeos, según la taxonomía utilizada en Euro + Med Plantbase (disponible en: <https://www.emplantbase.org/home.html>).

### **Presencia de los PSC prioritarios de Europa + Turquía en los espacios protegidos**

Para la representación espacial, se empleó QGIS versión 3.8. Las capas utilizadas fueron la capa de poblaciones filtradas y limpias transformadas en un shapefile, los espacios protegidos de Europa + Turquía y una base geográfica de los países participantes. Para la base geográfica de los países, realizamos la descarga de las áreas administrativas país por país, con una unificación posterior mediante la función de unión (disponible en: <http://www.diva-gis.org/gData>). Para el mapa de los espacios protegidos, extrajimos la información de los espacios protegidos en los países involucrados utilizando la capa de países elaborada y los espacios protegidos procedente de la Base de Datos Mundial sobre Áreas Protegidas WDPA (disponible en: <https://www.iucn.org/theme/protected-areas/our-work/quality-and-effectiveness/world-database-protected-areas-wdpa>). Se trata de un trabajo fruto del conjunto de ONUs sobre el medio ambiente y UICN, gestionado por UNEP-WCMC y UICN trabajando con gobiernos, comunidades y socios colaboradores. El conjunto de datos contiene espacios protegidos designados a nivel nacional y bajo convenios y acuerdos regionales e internacionales, como regiones bajo el Convenio Ramsar, el Convenio del Patrimonio Mundial o bajo el Programa sobre el Hombre y la Biosfera entre otros (UNEP-WCMC 2020). Este archivo se compone de tres shapefiles de polígonos correspondiendo cada uno a distintos espacios protegidos dentro de Europa y parte del oeste asiático. De estos shapefiles se extrajeron aquellos espacios protegidos de importancia englobados en el área de estudio. Una vez sacados todos los espacios protegidos, utilizamos la función de unión para unir los tres shapefiles y posteriormente la función de disolver para evitar

el solapamiento espacial de los espacios protegidos. Con este método pretendemos no obtener una sobreestimación del área de cobertura de las especies.

### **Gap análisis – Espacios protegidos**

Para identificar el potencial actual de los espacios protegidos para proteger pasivamente *in situ* a las 17 especies seleccionadas se ha realizado un gap análisis con el shapefile de los espacios protegidos y el shapefile de los puntos de poblaciones de cada especie. Para realizar este análisis se ha utilizado la función de intersección de las herramientas de geoprocso espacial en QGIS 3.8. Con esta función se pretenden obtener solo aquellas poblaciones que están georreferenciados en el interior de espacio protegidos en función de la totalidad de poblaciones para cada especie.

### **Evaluación del efecto del cambio climático**

#### **Desarrollo de los MDS**

El modelado de distribución de especies se ha realizado utilizando tres algoritmos distintos (Treuren et al. 2020): algoritmo de máxima entropía (MaxEnt), random forest (RF) y modelos lineales generalizados (GLM). MaxEnt es un algoritmo que utiliza solo los datos de presencia y estima la distribución geográfica potencial de la especie al localizar la distribución de máxima entropía sujeta a la restricción de que el valor esperado de cada variable bajo la distribución estimada coincide con su promedio empírico (Aguirre-Gutiérrez et al. 2013). En contraposición, RF y GLM son modelos de presencia/ausencia. RF se basa en la combinación de múltiples árboles de decisión binaria, contruidos usando los valores de las variables en cada punto, para posteriormente realizar una selección aleatoria en cada nodo de un subconjunto de variables explicativas y sus valores (Genuer et al. 2010). Por último, los GLM se basan en la realización de una regresión unificada para una gama de respuestas discretas, continuas y censuradas que pueden asumirse como independientes (Nelder & Wedderburn 1972).

Dado que los datos del GBIF presentes de las especies solo tienen en cuenta la presencia de estas, se ha realizado una distribución aleatoria de fondo, la cual sirve como datos para contrarrestar la presencia de las especies. El número de puntos mínimos de fondo varia con el método a realizar, siendo mayor en los GLM (1000) y menor en RF (100) (Barbet-Massin et al. 2012). Sin embargo, para aquellas especies con un número superior a 200 poblaciones, se realizó una ejecución en conjunto con 1000 puntos, dado que estas 200 poblaciones representan el 20% mínimo de datos de prevalencia necesarios (criterio esencial para la ejecución de los modelos RF) (Barbet-Massin et al. 2012). Por ende, se han utilizado 2512 puntos de fondo para *Aegilops biuncialis*, 588 (RF) y 1000 (GLM y MaxEnt) en *Aegilops caudata*, 92 (RF) y 1000 (GLM y MaxEnt) en *Aegilops columnaris*, 1000 en *Aegilops comosa*, 1928 en *Aegilops cylindrica*, 10000 en *Aegilops geniculata*, 6808 en *Aegilops neglecta*, 132 (RF) y 1000 (GLM y MaxEnt) en *Aegilops peregrina*, 264 (RF) y 1000 (GLM y MaxEnt) en *Aegilops speltoides*, 220 (RF) y 1000 (GLM y MaxEnt) en *Aegilops tauschii*, 9408 en *Aegilops triuncialis*, 356 (RF) y 1000 (GLM y MaxEnt) en *Aegilops umbellulata*, 808 (RF) y 1000 (GLM y MaxEnt) en *Aegilops triuncialis*, 1172 en *Agropyron cristatum*, 1780 en *Hordeum bulbosum*, 10000 en *Hordeum vulgare* y 184 (RF) y 1000



(GLM y MaxEnt) en *Secale sylvestre*. Como valor máximo se ha utilizado el 10000 para aquellas especies cuyo 100% de la matriz de datos representa un valor superior a 10000, pues no es necesario un valor tan elevado de puntos de fondo con diez replicas (Barbet-Massin et al. 2012).

Una vez elaborada la matriz de datos (presencia y puntos de fondo), para cada especie se ha utilizado el 80% de los registros para entrenar los MDS y el 20% para evaluarlos. Se han realizado un total de diez replicas por especie dado el manejo de datos de gran tamaño de archivo. La estimación del rendimiento de los distintos MDS se consiguió utilizando las métricas estadísticas ROC (curva característica de operación del receptor), TSS (estadística de habilidad real) y AUC (área bajo la curva). Los valores de ROC y AUC varían en un rango de 0 a 1, valores superiores a 0.5 en ROC indican que el MDS predice los puntos de prueba mejor de lo que se esperaría por azar y valores cercanos a 1 de AUC indican una clasificación mas certera de las presencias, pues la posibilidad de una presencia escogida al azar tiene una mayor probabilidad de ocurrencia que una ausencia. Los valores de TSS varían en un rango de -1 a 1, donde los valores superiores a 0 indican que la predicción del MDS es mejor que las aleatorias. Se ha dado un mayor peso al valor de ROC y AUC dado que muestran una independencia de la prevalencia (numero de presencias reales en relación con el número total de puntos) del muestreo. El valor de corte utilizado en el estudio es de 0.7. Este valor se aplica en la función myBiomodEM para las tres métricas. Esta función recoge aquellos MDS con un valor igual o superior a 0.7 y después lo utiliza para la representación de un MDS espacial en conjunto, dando lugar a un mapa con resultado medio de los tres MDS (MaxEnt + RF + GLM). Estos procesos se han realizado mediante la utilización del paquete biomod2 (Thuiller et al. 2016) bajo la versión 3.6.2 de R.

### **Proyecciones de los MDS bajo predicciones climáticas presentes**

Las entradas ambientales se basaron en 19 variables bioclimáticas de la base de datos WorldClim, versión 2.1 con una resolución de 2.5 minutos (~ Tamaño de celda de 4.5 km en el ecuador) (disponible en: <https://worldclim.org/data/worldclim21.html>). El conjunto de estas variables representa las condiciones de temperatura y precipitación globales para los años 1970–2000. Antes de realizar los MDS, se utilizó la función generateSpFromPCA del paquete virtualspecies para ejecutar un análisis de componentes principales (PCA), con su representación bajo la función s.corcircle del paquete adegraphics, identificando así las variables climáticas más significativas. Posteriormente, se realizó un análisis de la colinealidad con la función removeCollinearity del mismo paquete, con base en el coeficiente de correlación de Pearson por pares (valor de corte de 0.7). Esta función permite la eliminación secuencial o la decisión final de las variables bioclimáticas en función a la correlación, con la decisión del primer proceso y eliminar secuencialmente las variables. Esta decisión se basa en que la correlación de las variables bioclimáticas varía en función del número total de variables bioclimáticas en el estudio debido a la influencia entre variables (Thuiller et al. 2016). Para su representación se utilizó la función cor del paquete stats. Además de estas variables bioclimáticas, utilizamos la capa de ecorregiones de WWF como una variable más para realizar las proyecciones de MDS en un escenario actual con el paquete biomod2. Con estas variables se permite la obtención de

mapas ráster de distribución de las especies donde se plasma la cobertura de las especies en función de la adecuabilidad del hábitat actual, con valores de 0 (adecuabilidad nula) a 1 (máxima adecuabilidad).

#### **Proyecciones de los MDS bajo predicciones climáticas futuras**

Con base a las aproximaciones futuras, se han seleccionado las rutas socioeconómicas compartidas más optimistas (RCP 2.6) y pesimistas (RCP 8.5) de los años 2061-2080. Dentro de cada ruta socioeconómica compartida se ha realizado la media de los distintos modelos de circulación global (MCG). Cada MCG está representado por un shapefile que es el resultado de la suma y obtención del valor medio de todas las variables bioclimáticas comprimidas en un único archivo shapefile a descargar. Del total de MCG se ha obtenido el valor medio mediante la función mosaic del paquete ráster de R. Dado que los mapas de las ecorregiones de la actualidad plasman un escenario fijo, se ha utilizado el mismo mapa tanto en los MDS actuales como en los futuros. Con estas variables se permite la obtención de mapas ráster de distribución de las especies donde se plasma la cobertura de las especies en función de la adecuabilidad del hábitat en las distintas rutas socioeconómicas, con valores de 0 (adecuabilidad nula) a 1 (máxima adecuabilidad).

#### **Proyecciones de los MDS bajo predicciones climáticas conjuntas**

Para poder conocer las diferencias entre las tres situaciones (actual, optimista y pesimista) se utilizó la función de BIOMOD\_RangeSize del paquete biomod2. Esta función permite establecer mapas representativos del cambio entre los tres escenarios. Los mapas presentan múltiples valores en un rango de -2 a 1, representando cada número entero una función, siendo el -2 para zonas donde la especie ha perdido área de cobertura (Pérdida), -1 para las zonas donde la presencia de la especie se mantiene en el rango temporal (Presencia), 0 para las zonas donde la especie no está presente ni en el escenario actual ni en el futuro (Ausencia) y 1 para las zonas donde la especie presenta una ganancia de área de cobertura (Ganancia).

Para cuantificar los cambios en toda la zona de estudio se ha realizado el cálculo de la superficie de cambio en función a cuatro rangos de corte de cambio sobre la base de los valores de los mapas resultantes. Estos rangos de corte de cambio han sido de -2 a -1.5 para las zonas de pérdida, de -1.499 a -0.500 para las zonas de presencia, de -0.499 a 0.500 para las zonas de ausencia y de 0.500 a 1 para las zonas de ganancia. El cálculo del área se ha realizado mediante la función de vectorización (transformación del formato ráster a vectorial) y posteriormente mediante el empleo de la calculadora de campos con la función área. Este proceso se ha realizado con el software QGIS 3.8. Posteriormente, se han extraído todos los valores y se ha realizado la resta del área ganada (Ganancia) menos el área perdida (Pérdida) para conocer el estado de la especie en los escenarios futuros (Balance neto).

#### **Gap análisis – Proyecciones de los MDS en los espacios protegidos**























Para presentar unos valores cuantitativos de cambio entre los tres escenarios (actual, optimista y pesimista) se ha realizado un gap análisis entre los mapas de cobertura de adecuabilidad establecidos para cada escenario y los espacios protegidos. Para este proceso se ha utilizado la

función de extracción por máscara desde cada archivo ráster correspondiente a cada escenario y especie y la capa de espacios protegidos en software ArcGis 10.7.1. Posteriormente, el archivo ráster resultante se ha vectorizado y se ha calculado el conjunto del área de aquellos polígonos con un valor de corte de adecuabilidad igual o superior a 0.7. Este valor de corte se ha decidido en base a los valores de adecuabilidad en el escenario actual correspondientes a cada registro de cada especie. Para conocer estos valores se ha realizado una intersección con la función de intersección de la herramienta de geoprocésamiento espacial entre los registros y los mapas de cobertura de adecuabilidad actual, con el cálculo posterior del valor medio. Este proceso permite conocer los valores que toman los puntos de presencia en los mapas de cobertura de adecuabilidad actual y por ende permite establecer un valor de corte para calcular las áreas presentes en los espacios protegidos en los mapas actuales y futuros. Una vez obtenidos los valores en km<sup>2</sup> se ha calculado la proporción del área resultante en las situaciones futuras con respecto al área actual, lo que permite conocer los cambios positivos o negativos del área.

## Resultados

### Inventario de PSC y la base de datos de distribución espacial

**Tabla 1.** Especies resultantes tras la aplicación del tercer criterio de selección con indicación de su pariente de cultivo, el número de registros, la categoría bajo los criterios de la Lista Roja IUCN (preocupación menor (LC) y en peligro (EN)), la clasificación según el tipo de concepto aplicado, el nivel del concepto y la selección final de la especie en el estudio según el filtro aplicado con el cuarto criterio, marcando con un “tic” su aprobación y con una “X” su desaprobación en el estudio.

Género	Especie	Pariente	Nº registros	Lista Roja	Tipo de concepto	Nivel del concepto	Estudio
<i>Aegilops</i>	<i>bicornis</i>	Trigo	 5	VU	Acervo genético	Secundario	X
<i>Aegilops</i>	<i>biuncialis</i>	Trigo	 628	LC	Acervo genético	Secundario	✓
<i>Aegilops</i>	<i>caudata</i>	Trigo	 147	LC	Acervo genético	Secundario	✓
<i>Aegilops</i>	<i>columnaris</i>	Trigo	 23	LC	Acervo genético	Secundario	✓
<i>Aegilops</i>	<i>comosa</i>	Trigo	 200	LC	Acervo genético	Secundario	✓
<i>Aegilops</i>	<i>cylindrica</i>	Trigo	 482	LC	Acervo genético	Secundario	✓
<i>Aegilops</i>	<i>geniculata</i>	Trigo	 4102	LC	Acervo genético	Secundario	✓
<i>Aegilops</i>	<i>kotschy</i>	Trigo	 4	NA	Acervo genético	Secundario	X
<i>Aegilops</i>	<i>neglecta</i>	Trigo	 1702	LC	Acervo genético	Secundario	✓
<i>Aegilops</i>	<i>peregrina</i>	Trigo	 33	LC	Acervo genético	Secundario	✓
<i>Aegilops</i>	<i>speltoides</i>	Trigo	 66	LC	Acervo genético	Secundario	✓
<i>Aegilops</i>	<i>tauschii</i>	Trigo	 55	EN	Acervo genético	Secundario	✓
<i>Aegilops</i>	<i>triuncialis</i>	Trigo	 2352	LC	Acervo genético	Secundario	✓
<i>Aegilops</i>	<i>umbellulata</i>	Trigo	 89	LC	Acervo genético	Secundario	✓
<i>Aegilops</i>	<i>uniaristata</i>	Trigo	 14	LC	Acervo genético	Secundario	X
<i>Aegilops</i>	<i>ventricosa</i>	Trigo	 202	LC	Acervo genético	Secundario	✓
<i>Agropyron</i>	<i>cristatum</i>	Trigo	 293	LC	Grupo taxonómico	1B	✓
<i>Agropyron</i>	<i>desertorum</i>	Trigo	 16	LC	Grupo taxonómico	Cultivo	X
<i>Hordeum</i>	<i>bulbosum</i>	Cebada	 445	LC	Acervo genético	Secundario	✓
<i>Hordeum</i>	<i>vulgare</i>	Cebada	 3419	LC	Acervo genético	Primario	✓
<i>Secale</i>	<i>strictum</i>	Centeno	 17	LC	Acervo genético	Secundario	X
<i>Secale</i>	<i>sylvestre</i>	Centeno	 46	LC	Acervo genético	Secundario	✓

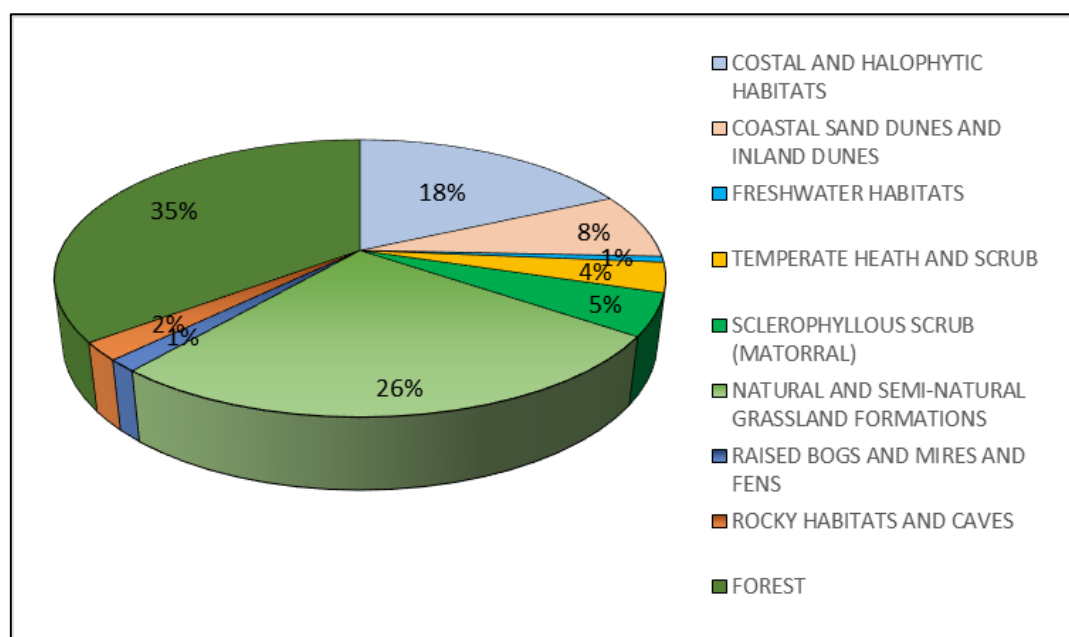
En base al conjunto de datos obtenidos y con el posterior filtrado, se ha obtenido un total de 22 especies de gran importancia para la seguridad alimentaria según su consumo y producción en el continente europeo hasta el tercer criterio. Estos 22 táxones se agrupan en el grupo de los cereales, destacando tres subgrupos claves: el trigo (*Triticum* spp), la cebada (*Hordeum vulgare*)

y el centeno (*Secale cereale*). Aplicando el cuarto criterio, el número de táxones se reduce a un total de 17 especies de importancia, ya sean parientes silvestres o las propias especies, caso de la cebada. Estas 17 especies de importancia comprenden la base del estudio (**Tabla 1**).

### PSC en la Red Natura 2000

En base al conjunto de datos del inventario priorizado de PSC europeos se enumeran un total de 83 tipos de hábitats distintos del Anexo I de la Directiva Hábitats con al menos un registro del inventario de PSC prioritarios presente en sus especies características. Estos hábitats representan el 35.6% de los hábitats descritos y registrados en la Directiva Hábitats englobando un total de nueve categorías y registrando un total de 84 PSC del inventario de priorización. Dentro de estas nueve categorías son destacables los hábitats de bosques y las formaciones de pastizales naturales y seminaturales, englobando un 33% y un 27% respectivamente de los hábitats con al menos un registro de PSC en sus especies características (**Fig. 1**).

Del total de las 17 PSC de importancia seleccionados para el estudio, solo 2 de las especies están catalogadas como especies características en el Manual de Interpretación de la Red Natura 2000. Estas especies son *Agropyron cristatum* en el hábitat 6250 de pastizales de estepas panónicas y hábitat 62C0 de estepas ponto-sarmáticas (categoría de formaciones naturales y seminaturales de pastizales) y *Hordeum bulbosum* en el hábitat 1410 salinas del Mediterráneo (*Juncetalia maritimi*) (categoría de hábitats costeros y halofíticos).



**Figura 1.** Porcentaje representativo de las distintas categorías en las que se engloban los hábitats de la Directiva Hábitats y que presentan al menos una especie priorizada de PSC europeos dentro de sus especies características.

Para poder acceder al Excel elaborada donde se indica el registro de cada especie del inventario de PSC priorizados como especie característica en los distintos hábitats consulte el siguiente enlace:

<https://drive.google.com/file/d/125qI9j9XVqnvpsN-gyuikv18KsBuz6i/view?usp=sharing>

### Presencia de los PSC prioritarios de Europa + Turquía en los espacios protegidos

Se observa una distribución heterogénea de los espacios protegidos en las zonas de estudio Europa + Turquía, con una concentración de los espacios protegidos en las zonas del centro-occidente europeo, destacando países como Eslovenia, Bulgaria, Eslovaquia, España, Alemania o Grecia, donde se observa una elevada proporción terrestre ocupada por espacios protegidos. En contraposición se produce una disipación de los espacios protegidos en la zona más euroasiática y de Turquía, donde se encuentran mucho más disipados y menos representados en número y superficie (**Anexo 1**).



































































Del mismo modo que la distribución de los espacios protegidos, la distribución de las 17 PSC seleccionadas también es heterogénea pero más restrictiva y concentrada, destacando la zona del mediterráneo, en concreto, España y Grecia (**Anexo 1**). Las especies más representativas de esta distribución geográfica son *Aegilops geniculata*, *Aegilops neglecta* y *Aegilops triuncialis*. Algunas excepciones ante esta distribución son *Hordeum vulgare*, cuya distribución es mucho más dispersa y no tan concentrada, distribuyéndose tanto por la zona del mediterráneo como por zonas de mayor latitud como Países Bajos, Alemania, Dinamarca, Suecia y Finlandia; *Aegilops peregrina*, *Aegilops speltoides*, *Aegilops tauschii* y *Aegilops umbellulata* cuyas distribuciones se encuentran concentradas en Turquía; *Aegilops cylindrica* y *Agropyron cristatum*, cuyas distribuciones son más amplias encontrándose desde zonas occidentales europeas hasta zonas euroasiáticas y *Secale sylvestre* cuya distribución se encuentra concentrada básicamente en Hungría.

#### Gap análisis – Espacios protegidos

Los espacios protegidos cubren un total del 33.87% de las poblaciones de las 17 PSC seleccionados. Dentro de las 17 PSC existe una gran desviación entre las poblaciones representadas dentro de espacios protegidos y fuera de estos, presentando así una media de 221 poblaciones con una desviación estándar de +/- 456 poblaciones, dentro de espacios protegidos. Esta desviación es resultado de que algunas de las 17 PSC seleccionadas no presentan población alguna en el interior de espacios protegidos, como el caso de *Aegilops speltoides* o *Aegilops tauschii*; o en contraste el caso de *Hordeum vulgare* que representa un número muy elevado de poblaciones, un total de 3419 poblaciones, de las cuales solo un porcentaje bajo se registra en el interior de espacios protegidos, un 18,37% (628 poblaciones) (**Tabla 2**).

Además, es destacable como las especies que presentan una mayor representatividad en los espacios protegidos, son a la vez especies con un número de poblaciones bajo, como es el caso de *Secale strictum* (52.94%), *Aegilops uniaristata* (50%), *Aegilops ventricosa* (50%), *Aegilops peregrina* (42.42%) y *Aegilops bicornis* (40%). En contraposición a esto, destaca *Aegilops geniculata* siendo la especie con un mayor número de poblaciones tanto totales como en el interior de espacios protegidos, con un total del 47.76% de poblaciones registradas en espacios protegidos.

**Tabla 2.** Cobertura de las poblaciones de especies de PSC registradas y seleccionadas por parte de los espacios protegidos (EP). Se indica el género y especie, su pariente cultivado, el número de registros totales de cada PSC seleccionado, el número de registros dentro de los EP correspondientes a cada PSC seleccionado, el porcentaje de cada especie y el total.

Género	Especie	Pariente	Nº registros	Nº registros EP	Porcentaje (%)
<i>Aegilops</i>	<i>bicornis</i>	Trigo	 5	 2	 40
<i>Aegilops</i>	<i>biuncialis</i>	Trigo	 628	 199	 31.69
<i>Aegilops</i>	<i>caudata</i>	Trigo	 147	 47	 31.97
<i>Aegilops</i>	<i>columnaris</i>	Trigo	 23	 1	 4.35
<i>Aegilops</i>	<i>comosa</i>	Trigo	 200	 56	 28
<i>Aegilops</i>	<i>cylindrica</i>	Trigo	 482	 116	 24.07
<i>Aegilops</i>	<i>geniculata</i>	Trigo	 4102	 1959	 47.76
<i>Aegilops</i>	<i>kotschy</i>	Trigo	 4	 1	 25
<i>Aegilops</i>	<i>neglecta</i>	Trigo	 1702	 610	 35.84
<i>Aegilops</i>	<i>peregrina</i>	Trigo	 33	 14	 42.42
<i>Aegilops</i>	<i>speltoides</i>	Trigo	 66	 0	 0
<i>Aegilops</i>	<i>tauschii</i>	Trigo	 55	 0	 0
<i>Aegilops</i>	<i>triuncialis</i>	Trigo	 2352	 856	 36.39
<i>Aegilops</i>	<i>umbellulata</i>	Trigo	 89	 4	 4.49
<i>Aegilops</i>	<i>uniaristata</i>	Trigo	 14	 7	 50
<i>Aegilops</i>	<i>ventricosa</i>	Trigo	 202	 101	 50
<i>Agropyron</i>	<i>cristatum</i>	Trigo	 293	 58	 19.80
<i>Agropyron</i>	<i>desertorum</i>	Trigo	 16	 4	 25
<i>Hordeum</i>	<i>bulbosum</i>	Cebada	 445	 174	 39.10
<i>Hordeum</i>	<i>vulgare</i>	Cebada	 3419	 628	 18.37
<i>Secale</i>	<i>strictum</i>	Centeno	 17	 9	 52.94
<i>Secale</i>	<i>sylvestre</i>	Centeno	 46	 11	 23.91
		Total	14340	4857	33.87

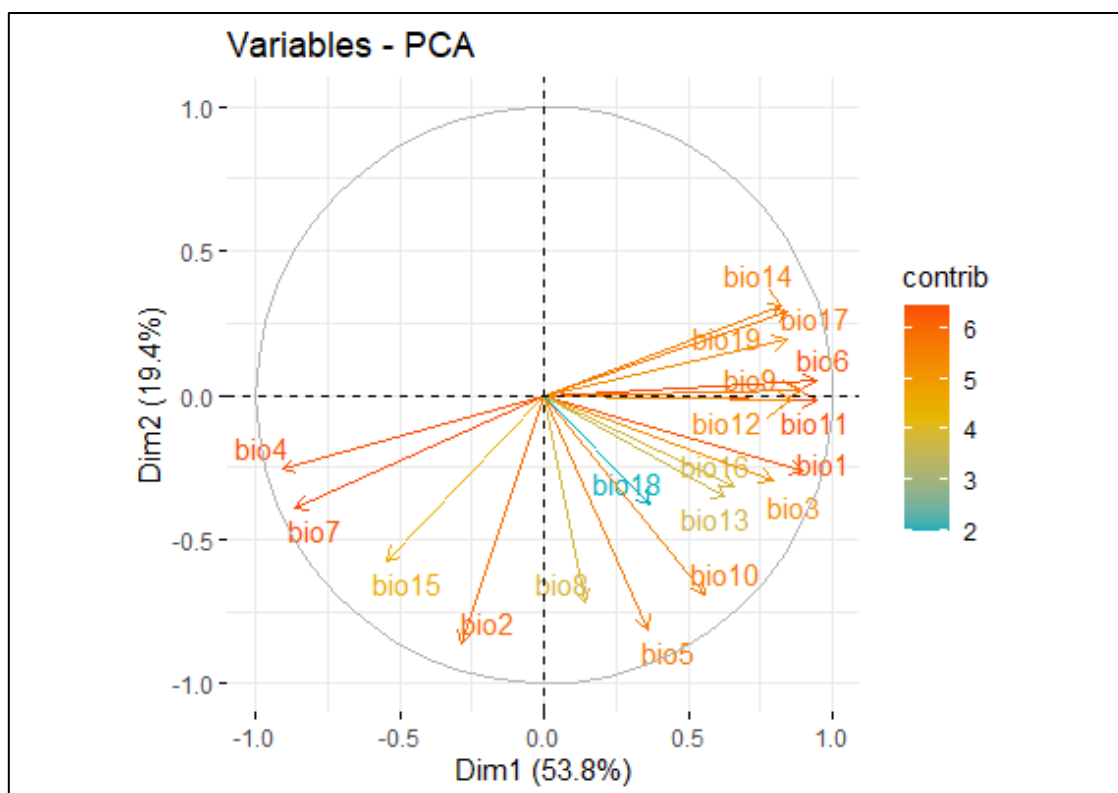
En el **Anexo 1** se presentan los mapas generados de los espacios protegidos y las poblaciones registradas de cada una de las especies de estudio.

## Evaluación del efecto del cambio climático

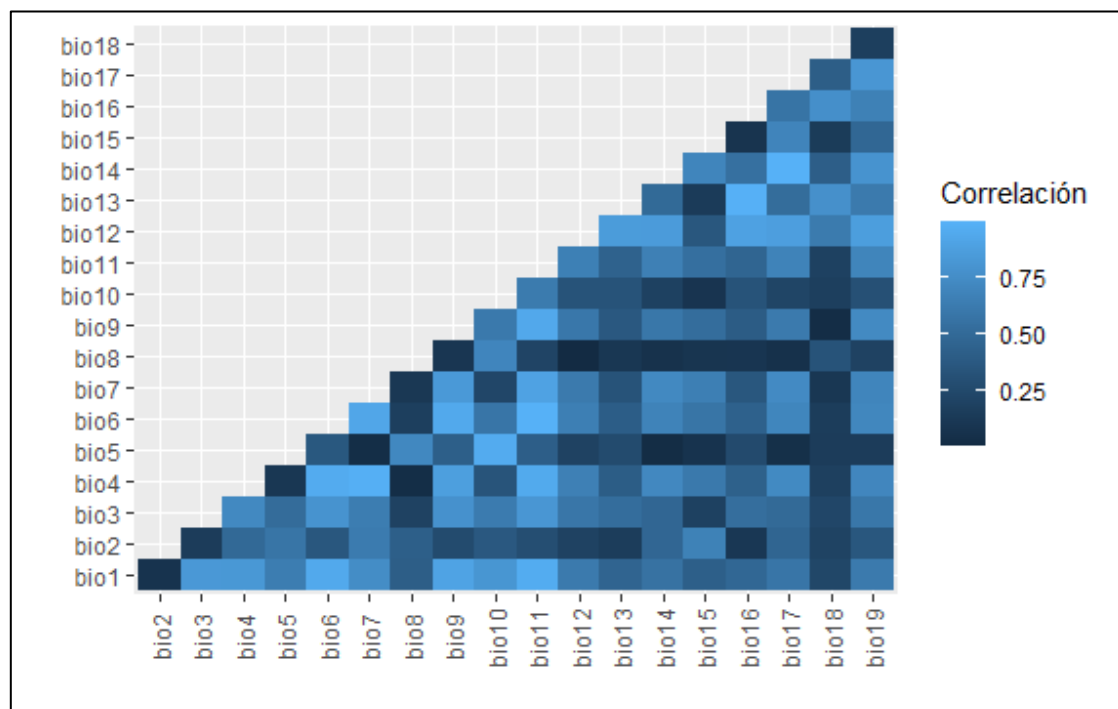
### Desarrollo de los MDS

El análisis de componentes principales explica un 73.2% de la varianza en función de todas las variables, siendo el 53.8% de la primera componente y 19.4% de la segunda componente. Además, se observa la contribución de las distintas variables bioclimáticas en la explicación de la varianza, siendo las variables bioclimáticas bio1, bio4, bio6, bio7 y bio11 las variables que más contribuyen a explicar la varianza y las variables bioclimáticas bio13, bio16 y bio18 las variables bioclimáticas que menos contribuyen en la explicación de la varianza (**Fig. 2**).

En el análisis de correlación de Pearson se observa que las variables bioclimáticas bio9 y bio11 presentan una elevada correlación con las demás variables bioclimáticas, en contraste las variables bioclimáticas bio2, bio10, bio13 y bio18, destacando bio2 y bio8, que presentan una correlación baja con todas o casi todas las variables bioclimáticas (**Fig. 3**).



**Figura 2.** Análisis de componentes principales de las variables ambientales de partida en el estudio. El color indica la contribución de cada variable a la proporción de la varianza explicada y en cada eje se muestra el valor de la varianza explicada por cada componente.



**Figura 3.** Correlación de Pearson presente de cada variable bioclimática respecto a las demás. A mayor claridad del color azul, mayor es el coeficiente de correlación presente entre las variables.

Del total de 19 variables bioclimáticas, tras la realización del estudio de componentes principales y observar la correlación de las variables, se han escogido un total de seis variables bioclimáticas:



bio2 (rango diurno medio (media mensual (temperatura máxima - temperatura mínima))), bio3 (isotermalidad), bio8 (temperatura media del cuarto más húmedo), bio10 (temperatura media del trimestre más cálido), bio13 (precipitación del mes más húmedo) y bio14 (precipitación del mes más seco). En el análisis de las componentes principales (**Fig. 2**) se observa que las variables bio2, bio10 y bio14 son de las más contribuyentes en explicar la varianza dentro de las variables escogidas, y en el análisis de correlación de Pearson se observa que las variables bioclimáticas escogidas son variables muy poco correlacionadas, con una correlación de Pearson inferior a 0.7 (**Fig. 3**), a excepción de bio13 y bio14, correlacionadas con bio16 y bio17 respectivamente, que fueron eliminadas del estudio.

### Proyecciones de los MDS bajo predicciones climáticas presentes

Se han obtenido un total de 17 MDS bajo las predicciones climáticas presentes. Cada uno de los MDS representa una de las 17 PSC seleccionadas y presenta un valor de las métricas estadísticas de ajuste superior a 0.7, destacando los MDS de *Aegilops comosa*, *Aegilops caudata* y *Aegilops columnaris* como los MDS con mayores valores de las métricas estadísticas de ajuste y que por ende presentan los MDS de mayor precisión de adecuabilidad del hábitat. En comparación, *Agropyron cristatum* y *Hordeum vulgare* son las especies con MDS de valores más bajos de las métricas estadísticas de ajuste y en consecuencia presentan los MDS con menor precisión de adecuabilidad del hábitat de las 17 PSC seleccionadas (**Tabla 3**).

**Tabla 3.** Métricas estadísticas de bondad de ajuste (TSS, ROC y AUC) de los MDS de cada especie de PSC de estudio bajo las predicciones climáticas presentes.

Especie	Escenario	Métricas estadísticas		
		TSS	ROC	AUC
<i>A.biuncialis</i>	Actual	0.795	0.942	0.92
<i>A.caudata</i>	Actual	0.888	0.96	0.965
<i>A.columnaris</i>	Actual	0.884	0.903	0.983
<i>A.comosa</i>	Actual	0.923	0.973	0.959
<i>A.cylindrica</i>	Actual	0.764	0.881	0.886
<i>A.geniculata</i>	Actual	0.833	0.961	0.919
<i>A.neglecta</i>	Actual	0.827	0.957	0.917
<i>A.peregrina</i>	Actual	0.827	0.957	0.917
<i>A.speltoides</i>	Actual	0.879	0.902	0.978
<i>A.tauschii</i>	Actual	0.832	0.897	0.957
<i>A.triuncialis</i>	Actual	0.83	0.959	0.911
<i>A.umbellulata</i>	Actual	0.876	0.866	0.944
<i>A.ventricosa</i>	Actual	0.825	0.938	0.918
<i>Ag.cristatum</i>	Actual	0.72	0.803	0.914
<i>H.bulbosum</i>	Actual	0.819	0.941	0.928
<i>H.vulgare</i>	Actual	0.73	0.855	0.817
<i>S.sylvestre</i>	Actual	0.796	0.896	0.962

En el **Anexo 2** se muestran los mapas de las 17 especies seleccionadas generados bajo los MDS en el escenario actual. Los MDS de las proyecciones bajo predicciones climáticas presentes



de las 17 PSC seleccionadas muestran una cobertura con elevada adecuabilidad del hábitat en las regiones equivalentes a la distribución de sus respectivas poblaciones, correspondiendo las zonas de mayor adecuabilidad ( $> 0.5$ ) a las zonas del mediterráneo, destacando España y Grecia, al igual que ocurre con la distribución de las poblaciones. Son destacables algunas especies como *Aegilops peregrina* cuya distribución se concentra básicamente en Chipre y en el MDS actual presenta una cobertura de elevado valor de adecuabilidad en zonas Greco-Turcas de la costa del mar Egeo y zonas fronterizas con Siria; *Aegilops speltoides* y *Aegilops umbellulata* cuyas distribuciones se concentran en zonas de Turquía próximas a Siria y Grecia, respectivamente, presentando una cobertura con valores de elevada adecuabilidad del hábitat en España; *Aegilops ventricosa*, caso contrario a las anteriores, sus poblaciones están representadas en España y Francia, presentando una cobertura de elevado valor de adecuabilidad de hábitat en Turquía y *Aegilops columnaris* cuya distribución disyunta, con unas pocas poblaciones en Turquía y una en el sur de España, presentando una cobertura de valores de elevada adecuabilidad del hábitat en casi toda Turquía y gran parte del sur de España.

Son destacables las especies que presentan un número elevado de poblaciones y estas poblaciones se encuentran concentradas, como el caso de *Aegilops biuncialis*, *Aegilops cylindrica*, *Aegilops geniculata*, *Aegilops neglecta*, *Aegilops triuncialis*, *Hordeum bulbosum* y *Hordeum vulgare*. Esta última especie presenta unos MDS más rigurosos dado que presentan una base de registros para la ejecución de los MDS muy parecidos que aporta un gran contraste.

### **Proyecciones de los MDS bajo predicciones climáticas futuras**

#### **RCP 2.6**

Asimismo, se han obtenido un total de 17 MDS bajo las predicciones climáticas RCP 2.6. Es apreciable la disminución del valor de la métrica estadística TSS en el escenario RCP 2.6 en comparación al escenario actual, presentando solo 7 MDS con un valor superior a 0.8 en comparación a 13 MDS en el escenario actual. Del total de MDS del escenario 2.6 es destacable el MDS de la especie *Aegilops peregrina* con los mayores valores de métricas estadísticas de ajuste, valores superiores a 0.9, y *Aegilops cylindrica*, *Agropyron cristatum* y *Hordeum vulgare* siendo las especies con MDS de valores más bajos de métricas estadísticas de ajuste (**Tabla 4**).

En el **Anexo 3** se muestran los mapas de las 17 especies seleccionadas generados bajo los MDS en el escenario RCP 2.6. En comparación con los MDS del escenario actual, en los MDS del escenario 2.6 se produce un desplazamiento general de la adecuabilidad del hábitat de las especies hacia regiones de mayor latitud produciéndose un aumento del área de cobertura. En general, las especies presentes principalmente en la región Greco-Turca se adentran en zonas del sureste de Europa en países como Bulgaria, Rumanía, Macedonia del Norte, Serbia y Albania, destacando *Aegilops columnaris* cuya cobertura se predice que varíe desde zonas de centro-sur de Turquía a zonas del norte de España, Francia, Bélgica, Países Bajos, Alemania, Dinamarca y Polonia. Otras especies a destacar son *Aegilops speltoides* cuya cobertura de adecuabilidad actual pasa desde la zona fronteriza de Turquía con Siria a casi toda la costa del mediterráneo y *Aegilops tauschii* cuya cobertura de adecuabilidad actual es similar y pasa a

adentrarse en zonas de Ucrania y Rusia. En contraste, algunas especies pueden presentar un desplazamiento hacia el este de sus áreas de adecuabilidad con una reducción del área de cobertura respecto al escenario actual, caso de *Secale sylvestre* o un desplazamiento hacia el sureste del área de cobertura como en *Hordeum vulgare*.

**Tabla 4.** Métricas estadísticas de bondad de ajuste (TSS, ROC y AUC) de los MDS de cada especie de PSC de estudio bajo las predicciones climáticas RCP 2.6.

Especie	Escenario	Métricas estadísticas		
		TSS	ROC	AUC
<i>A.biuncialis</i>	RCP 2.6	0.77	0.944	0.91
<i>A.caudata</i>	RCP 2.6	0.854	0.952	0.969
<i>A.columnaris</i>	RCP 2.6	0.757	0.862	0.981
<i>A.comosa</i>	RCP 2.6	0.877	0.963	0.947
<i>A.cylindrica</i>	RCP 2.6	0.719	0.846	0.868
<i>A.geniculata</i>	RCP 2.6	0.809	0.954	0.9
<i>A.neglecta</i>	RCP 2.6	0.79	0.944	0.904
<i>A.peregrina</i>	RCP 2.6	0.941	0.977	0.988
<i>A.speltoides</i>	RCP 2.6	0.885	0.897	0.961
<i>A.tauschii</i>	RCP 2.6	0.861	0.806	0.957
<i>A.triuncialis</i>	RCP 2.6	0.774	0.941	0.897
<i>A.umbellulata</i>	RCP 2.6	0.776	0.933	0.936
<i>A.ventricosa</i>	RCP 2.6	0.815	0.912	0.893
<i>Ag.cristatum</i>	RCP 2.6	0.73	0.835	0.91
<i>H.bulbosum</i>	RCP 2.6	0.795	0.946	0.906
<i>H.vulgare</i>	RCP 2.6	0.731	0.855	0.817
<i>S.sylvestre</i>	RCP 2.6	0.768	0.878	0.964

#### RCP 8.5

Asimismo, se han obtenido un total de 17 MDS bajo las predicciones climáticas RCP 8.5. No son apreciables grandes cambios en los valores de las métricas estadísticas de ajuste entre los escenarios RCP 2.6 y RCP 8.5, produciéndose cambios leves de los valores de los distintos MDS. El único cambio destacable es que ninguno de los valores de las métricas estadísticas de ajuste supera el valor de 0.9, produciéndose un descenso de los valores del MDS de *Aegilops peregrina*, siendo en este escenario *Aegilops caudata* la especie con el MDS de mayor precisión de adecuabilidad del hábitat (**Tabla 5**).

En el **Anexo 4** se muestran los mapas de las 17 especies seleccionadas generados bajo los MDS en el escenario RCP 8.5. En comparación con el escenario RCP 2.6, los MDS presentan variaciones mínimas significativas en la cobertura de adecuabilidad del hábitat, produciéndose ganancias o pérdidas mínimas según las necesidades biológicas de las especies. Así, se pueden observar cambios leves de cobertura próximos a los grandes núcleos, sin embargo, son valores poco significativos para una representación visual.

**Tabla 5.** Métricas estadísticas de bondad de ajuste (TSS, ROC y AUC) de los MDS de cada especie de PSC de estudio bajo las predicciones climáticas RCP 8.5.

Especie	Escenario	Métricas estadísticas		
		TSS	ROC	AUC
<i>A.biuncialis</i>	RCP8.5	0.779	0.936	0.908
<i>A.caudata</i>	RCP8.5	0.868	0.962	0.965
<i>A.columnaris</i>	RCP8.5	0.811	0.876	0.98
<i>A.comosa</i>	RCP8.5	0.868	0.96	0.946
<i>A.cylindrica</i>	RCP8.5	0.701	0.848	0.87
<i>A.geniculata</i>	RCP8.5	0.819	0.956	0.904
<i>A.neglecta</i>	RCP8.5	0.795	0.945	0.905
<i>A.peregrina</i>	RCP8.5	0.872	0.897	0.984
<i>A.speltoides</i>	RCP8.5	0.886	0.904	0.969
<i>A.tauschii</i>	RCP8.5	0.794	0.84	0.96
<i>A.triuncialis</i>	RCP8.5	0.775	0.939	0.896
<i>A.umbellulata</i>	RCP8.5	0.79	0.935	0.94
<i>A.ventricosa</i>	RCP8.5	0.81	0.906	0.887
<i>Ag.cristatum</i>	RCP8.5	0.73	0.842	0.923
<i>H.bulbosum</i>	RCP8.5	0.799	0.946	0.906
<i>H.vulgare</i>	RCP8.5	0.73	0.855	0.817
<i>S.sylvestre</i>	RCP8.5	0.77	0.88	0.967

#### Proyecciones de los MDS bajo predicciones climáticas conjuntas

Al realizar la comparación de los escenarios actual-futuro a nivel europeo, se obtiene una ganancia general del área de cobertura de las especies en los MDS, destacando seis MDS en los cuales se produce un aumento de más de 100 000 km<sup>2</sup> del área de cobertura, siendo la máxima en *Aegilops tauschii* con una ganancia de 689 411.86 km<sup>2</sup>.

Los **Anexos 5 y 6** muestran los mapas de las 17 especies seleccionadas generados bajo el cambio (perdida, ausencia, presencia y ganancia) de cobertura de adecuabilidad del hábitat entre el escenario actual y los escenarios futuros (RCP 2.6 y RCP 8.5). En función del balance neto del área de cobertura (ganancia – pérdida) se puede deducir el que los escenarios futuros (RCP 2.6 o RCP 8.5) presentan un balance positivo para 16 de las 17 PSC seleccionadas. En resultado, solo destaca una especie en la cual se produce una pérdida neta del área de cobertura, siendo *Aegilops comosa* (**Tabla 6**). Si observamos las especies con mayores ganancias (flechas verdes (**Tabla 6**)), el escenario RCP 2.6 presenta un mayor beneficio, dado que las ganancias totales de km<sup>2</sup> del escenario RCP 2.6 con respecto al escenario RCP 8.5 son mayores (159 195.90 km<sup>2</sup> de área de cobertura total). Además, teniendo en cuenta la totalidad de las especies de PSC seleccionadas, el escenario RCP 2.6 con respecto al escenario RCP 8.5 presenta también una mayor ganancia neta (198 877.62 km<sup>2</sup> de área de cobertura).

**Tabla 6.** Área de cobertura perdida, en la que se mantiene presente, ausente o ganada para cada MDS de especie de PSC seleccionada como comparación entre el escenario actual y futuro (RCP 2.6 o RCP 8.5) y el balance neto entre el área de cobertura ganado y perdido.

Especie	Escenario	Pérdida(km <sup>2</sup> )	Presencia (km <sup>2</sup> )	Ausencia (km <sup>2</sup> )	Ganancia (km <sup>2</sup> )	Balance neto (km <sup>2</sup> )
<i>A. biuncialis</i>	Actual-RCP 2.6	2650.251	781 993.835	9 713 384.527	8561.22	↗ 5910.97
	Actual-RCP8.5	1970.50	709 209.061	9 786 597.495	8812.77	↗ 6842.27
<i>A. caudata</i>	Actual-RCP 2.6	103.58	454 628.799	10 043 945.749	7911.71	↗ 7808.13
	Actual-RCP8.5	0	456 531.41	10 042 874.594	7183.83	↗ 7183.83
<i>A. columnaris</i>	Actual-RCP 2.6	8168.67	675 983.415	9 224 381.866	598 055.881	↗ 589 887.212
	Actual-RCP8.5	6207.23	669 056.137	9 223 392.412	607 934.055	↗ 601 726.828
<i>A. comosa</i>	Actual-RCP 2.6	5730.31	475 177.32	10 020 690.256	4991.95	↘ -738.36
	Actual-RCP8.5	6636.42	481 198.405	10 013 506.503	5248.50	↘ -1387.93
<i>A. cylindrica</i>	Actual-RCP 2.6	23 976.23	686 057.082	9 631 484.79	165 071.729	↗ 141 095.499
	Actual-RCP8.5	22 409.45	684 312.82	9 692 270.34	107 597.221	↗ 85 187.771
<i>A. geniculata</i>	Actual-RCP 2.6	4529.85	513 692.946	9 979 361.812	9005.22	↗ 4475.37
	Actual-RCP8.5	4168.60	519 161.851	9 973 007.014	10 252.365	↗ 6083.76
<i>A. neglecta</i>	Actual-RCP 2.6	226.93	637 274.363	9 861 825.917	7262.62	↗ 7035.69
	Actual-RCP8.5	33.96	612 422.133	9 886 758.058	7375.69	↗ 7341.73
<i>A. peregrina</i>	Actual-RCP 2.6	407.31	257 309.328	10 181 591.3242	67 281.868	↗ 66 874.5572
	Actual-RCP8.5	172.23	251 194.637	10 184 709.418	70 513.542	↗ 70 341.308
<i>A. speltoides</i>	Actual-RCP 2.6	3790.28	359 664.55	10 061 575.449	81 559.548	↗ 77 769.264
	Actual-RCP8.5	2692.47	343 180.935	10 074 922.241	85 794.19	↗ 83 101.725
<i>A. tauschii</i>	Actual-RCP 2.6	57 272.027	232 081.792	9 470 552.121	746 683.891	↗ 689 411.864
	Actual-RCP8.5	66 447.74	219 165.284	9 611 613.697	609 363.11	↗ 542 915.37
<i>A. triuncialis</i>	Actual-RCP 2.6	1493.47	888 589.05	9 604 430.671	12 076.64	↗ 10 583.17
	Actual-RCP8.5	1126.29	870 651.43	9 621 189.561	13 622.55	↗ 12 496.26
<i>A. umbellulata</i>	Actual-RCP 2.6	52 824.49	802 828.29	9 551 033.439	99 903.612	↗ 47 079.122
	Actual-RCP8.5	47 078.08	816 910	9 539 283.141	103 318.61	↗ 56 240.53
<i>A. ventricosa</i>	Actual-RCP 2.6	28 477.44	976 918.67	9 349 813.921	151 379.8	↗ 122 902.36
	Actual-RCP8.5	25 144.144	1 054 759.79	9 271 728.517	154 957.38	↗ 129 813.236
<i>Ag. cristatum</i>	Actual-RCP 2.6	138 232.79	2 767 780.63	7 092 774.451	507 801.96	↗ 369 569.17
	Actual-RCP8.5	126 023.59	2 636 201.53	7 278 169.931	466 194.78	↗ 340 171.19
<i>H. bulbosum</i>	Actual-RCP 2.6	782.39	843 370.82	9 633 625.051	28 811.57	↗ 28 029.18
	Actual-RCP8.5	637.01	846 255.94	9 636 250.247	23 446.63	↗ 22 809.616
<i>H. vulgare</i>	Actual-RCP 2.6	105 905.67	1 088 864.01	8 972 096.261	339 723.89	↗ 233 818.22
	Actual-RCP8.5	113 826.301	1 076 236.83	8 957 147.59	359 379.11	↗ 245 552.809
<i>S. sylvestre</i>	Actual-RCP 2.6	5117.11	674 346.56	9 640 532.811	186 593.35	↗ 181 476.24
	Actual-RCP8.5	6532.87	689 636.73	9 636 197.631	174 222.6	↗ 167 689.73

### Gap análisis – Proyecciones de los MDS en los espacios protegidos

Tomando como referencia la red de espacios protegidos se produce un aumento general de área de distribución potencial en 14 de las 17 PSC seleccionadas dado que se produce un aumento del área de cobertura en el interior de estos. Los cambios más relevantes concuerdan con las especies con una menor cobertura en los espacios protegidos en el escenario actual, destacando tres especies, *Aegilops columnaris*, *Aegilops tauschii* y en particular *Aegilops speltoides* con un aumento del 836% (RCP 2.6) y 974% (RCP 8.5) de su área de cobertura significativa ( $\geq 0.7$ ) representada en espacios protegidos. Solo tres de las especies presentan una disminución de su representatividad, siendo *Aegilops caudata*, *Aegilops comosa* y *Hordeum bulbosum*. Sin embargo, es destacable que se trata de una pérdida baja, del 15% de cobertura como máximo en *Hordeum bulbosum*. Además, es significativo que se trata de dos especies (*Aegilops caudata* y *Aegilops comosa*) que presentan baja representatividad en el escenario actual en comparación a las otras especies, con una cobertura de 28 376.43 km<sup>2</sup> y 35 192.546 km<sup>2</sup>, respectivamente en los espacios protegidos (Tabla 7).

**Tabla 7.** Área de cobertura presente de cada especie de PSC seleccionada en los dos escenarios (actual y futuro (RCP 2.6 y RCP 8.5)) dentro de la red de espacios protegidos y la proporción en función del escenario actual.

Género	Especie	Área actual (km <sup>2</sup> )	RCP 2.6 (km <sup>2</sup> )	Cambio RCP 2.6 (%)	RCP 8.5 (km <sup>2</sup> )	Cambio RCP 8.5 (%)
<i>Aegilops</i>	<i>biuncialis</i>	51 657.499	58 322.751	↑ 113	60 489.076	↑ 117
<i>Aegilops</i>	<i>caudata</i>	28 376.434	27 476.299	↓ 97	26 794.082	↓ 94
<i>Aegilops</i>	<i>columnaris</i>	28 126.85	128 579.333	↑ 457	141 264.469	↑ 502
<i>Aegilops</i>	<i>comosa</i>	35 192.546	31 882.951	↓ 91	32 290.184	↓ 92
<i>Aegilops</i>	<i>cylindrica</i>	62 834.938	122 731.088	↑ 195	102 308.296	↑ 163
<i>Aegilops</i>	<i>geniculata</i>	79 671.333	123 684.963	↑ 155	123 760.1	↑ 155
<i>Aegilops</i>	<i>neglecta</i>	87 362.526	101 467.173	↑ 116	103 973.287	↑ 119
<i>Aegilops</i>	<i>peregrina</i>	13 466.883	23 263.601	↑ 173	29 972.782	↑ 223
<i>Aegilops</i>	<i>speltoides</i>	4432.012	37 063.982	↑ 836	43 178.277	↑ 974
<i>Aegilops</i>	<i>tauschii</i>	16 799.543	107 117.753	↑ 638	72 033.663	↑ 429
<i>Aegilops</i>	<i>triuncialis</i>	119 996.44	139 592.426	↑ 116	142 673.887	↑ 119
<i>Aegilops</i>	<i>umbellulata</i>	36 207.075	51 114.799	↑ 141	53 424.454	↑ 148
<i>Aegilops</i>	<i>ventricosa</i>	90 037.066	118 469.148	↑ 132	118 259.612	↑ 131
<i>Agropyron</i>	<i>cristatum</i>	218 616.428	284 271.539	↑ 130	288 310.255	↑ 132
<i>Hordeum</i>	<i>bulbosum</i>	80 837.802	78 763.111	↓ 97	68 749.049	↓ 85
<i>Hordeum</i>	<i>vulgare</i>	137 139.305	211 936.994	↑ 155	215 828.537	↑ 157
<i>Secale</i>	<i>sylvestre</i>	26 957.731	59 193.048	↑ 220	54 406.69	↑ 202

## Discusión

Nuestros resultados demuestran que las especies de PSC seleccionadas están muy representadas a nivel regional y en los espacios protegidos tanto en el momento actual como en los escenarios futuros. Estos hallazgos son destacables dados los extensos esfuerzos para abordar la seguridad alimentaria y mitigar los impactos del cambio climático (Maxted et al. 2012; FAO 2015). De antemano conocemos que existen múltiples poblaciones de PSC presentes en los espacios protegidos (**Tabla 2**), tanto registradas como por registrar, como se concluye por el significativo porcentaje de cobertura obtenido en el escenario actual (**Tabla 7**) frente a los registros del GBIF. Sin embargo, aunque muchos de estos espacios protegidos existen desde hace mucho tiempo y se han realizado cambios en la forma que se gestionan, solo en casos contados se han llevado a cabo acciones directas enfocadas en la conservación de los PSC (Maxted et al. 2012).

Dentro de los espacios protegidos, en los cuales se incluye la red ecológica Red Natura 2000, estimamos un porcentaje alto de espacios protegidos con presencia de especies de PSC seleccionadas (**Tabla 2**), integrando en paralelo un porcentaje importante de hábitats descritos y registrados bajo la Directiva de Hábitats (35,6%) con presencia de al menos un taxón del inventario priorizado de PSC europeos. En consecuencia, concluimos que los espacios protegidos son una herramienta con gran potencial para la conservación y preservación de las especies de PSC en la actualidad, dado que las coberturas de los PSC seleccionados dentro de los espacios protegidos son elevadas y presentan una adecuabilidad del hábitat elevada. Sin embargo, en casi la mitad de las especies seleccionadas, se percibe un porcentaje de cobertura de localidades bajo (inferior al 30%) (**Tabla 2**), a lo cual es preciso referirse con precaución pues es necesario tener en cuenta el número total de registros presentes. Así, por ejemplo, en el caso

de *Hordeum vulgare* cuyo porcentaje de cobertura en espacios protegidos no es elevado, la situación no es preocupante, dado que en términos absolutos el número de registros presentes en áreas protegidas es elevado. Por el contrario, en el caso de *Aegilops speltoides* donde el porcentaje de cobertura en los espacios protegidos es nulo, se muestra una ineficacia de los espacios protegidos para la conservación de poblaciones de este taxón.

En lo que respecta a la Red Natura 2000, podemos señalar que presenta un número elevado de especies del inventario de PSC prioritarios europeos registradas como especies características, pero muy bajo en cuanto a las especies de PSC seleccionadas. Esto puede deberse a que los PSC seleccionados no son especies emblemáticas y son generalistas, siendo factores de gran influencia en los inventarios de plantas enumeradas en los Anexos de la Directiva Hábitats (Rossi et al. 2016).

### **Modelos de distribución de especies**

En relación a los resultados de los MDS bajo la predicción climática actual y futuras (RCP 2.6 o RCP 8.5) estimamos que bajo las condiciones climáticas actuales las especies de PSC seleccionadas presentan una elevada cobertura (**Tabla 6**). Sin embargo, es destacable el aumento de la cobertura geográfica de los PSC seleccionados hacia regiones de mayor latitud en escenarios futuros (RCP 2.6 o RCP 8.5) (**Anexo 2, 3 y 4**). Estos cambios de rango latitudinales de los PSC seleccionados hacia zonas del norte de Europa son coherentes con el aumento de temperatura (Lenoir & Svenning 2013), dado que las especies de PSC seleccionadas presentan una cobertura concentrada en la región mediterránea que se caracteriza por un clima cálido. Las ganancias tan elevadas de cobertura geográfica con elevada adecuabilidad tanto fuera como dentro de los espacios protegidos de algunas especies, caso de *Aegilops columnaris* y *Aegilops tauschii*, son destacables y realistas, dado que el calentamiento global en 3°C se puede traducir en un cambio de hasta de 6.4 km de desplazamiento por década en latitud en especies animales y levemente más baja en vegetales (Parmesan & Yohe 2003). Además, el cambio de rango latitudinal no es un proceso contradictorio a la dinámica natural de las especies vegetales. Así algunas especies de plantas (*Colobanthus quitensis* y *Deschampsia antártica*) de la región subantártica han sufrido un aumento de densidad y cobertura por el aumento de las temperaturas (Smith 1994) o todo el desplazamiento de especies tanto animales como vegetales después de la última glaciación europea (Peng et al. 2010).

En definitiva, no existe una respuesta generalizada común acerca del grado de cobertura pasiva de los espacios protegidos con relación al cambio climático. Son destacables ejemplos con estudios en territorios de rango regional o nacional, como en Cerdeña (Fois et al. 2018), donde los espacios protegidos integrados en la Red Natura 2000 ofrecen un alto grado de cobertura en las condiciones climáticas actuales y futuras en cuatro especies de plantas; en Italia, donde las áreas protegidas existentes son insuficientes para la conservación de los patrones actuales de biodiversidad de vertebrados y en especial de anfibios (Amen et al. 2011); en las regiones Alpinas y Boreales, donde los espacios protegidos no son adecuados para mantener presentes especies de aves en un clima futuro por la restricción altitudinal o cambio de las condiciones climáticas

(Brambilla et al. 2015); en España, donde los espacios protegidos proporcionan una cobertura efectiva para la fauna endémica ibérica (Rosso et al. 2018) o en Alemania para el porrón bastardo (Marchowski et al. 2020), siendo la principal problemática la aplicación de planes de manejo poco efectivos ante la conservación de las especies. Por consiguiente, existe un enfoque importante sobre dónde y cómo se ubican las áreas de conservación, la gestión y los planes de manejo, y la biodiversidad afectada, tanto animal como vegetal. Así es que nuestros resultados se contradicen con una parte de los estudios de ejemplo donde observan una baja efectividad de los espacios protegidos en cuanto se enfoca a especies que no figuran en la Directiva de la Unión Europea, pero se verifica con la gran mayoría de estudios presentes.

Además, es necesario destacar que no hemos encontrado diferencias relevantes entre los resultados obtenidos en los dos escenarios futuros (RCP 2.6 o RCP 8.5) dado que, aunque en el escenario RCP 2.6 se produce una mayor ganancia general de cobertura geográfica, observamos una previsión muy semejante para cada especie de PSC seleccionada bajos los dos escenarios (**Tabla 7**).

### **Patrones y proyecciones de las especies de estudio**

A nivel de las especies de PSC seleccionadas hemos estimado que los resultados son muy distintos, inclusive entre especies que pertenecen al mismo género. Este es el caso de *Aegilops comosa* que presenta una pérdida en su cobertura geográfica en los escenarios futuros, tanto dentro como fuera de los espacios protegidos (**Tabla 6**, **Tabla 7**). Esta especie no se diferencia demasiado de sus parientes del género *Aegilops*, presentando un nicho muy similar a *Aegilops columnaris* (garrigas y pastizales mediterráneos xerófilos, hábitats agrícolas y ruderales), pero con una dinámica completamente opuesta, siendo esta última especie una de las que experimenta una mayor ganancia de cobertura a nivel de Europa + Turquía (**Tabla 6**). Esto supone que las distintas especies presentan un patrón específico de cobertura y de proyección a los escenarios futuros, siendo esencial detallar en los estudios próximos hasta el nivel de especie. Además, sin el monitoreo y manejo activo de las poblaciones de PSC, la diversidad genética dentro y entre poblaciones de especies de PSC puede erosionarse (Maxted et al. 2008) y llevar a la extinción de poblaciones enteras, caso que podría ocurrir con *Aegilops comosa*. Por otro lado, en el conjunto de las especies de PSC seleccionadas, observamos una selección hacia especies de nichos más calurosos y áridos. Los cambios de cobertura obtenidos bajo los escenarios futuros pueden indicar una dinámica hacia especies más xéricas, lo cual va ligado a la disminución de las precipitaciones y aumento de temperatura dado el calentamiento global.

### **Limitaciones de los espacios protegidos**

Resulta fundamental destacar que los espacios protegidos son elementos estáticos (Peters & Myers 1991), y que en múltiples ocasiones no se estima el potencial futuro de dichas localidades cuando se plantea el establecimiento de los espacios protegidos. En función a esto, aunque observemos una mejora general en cuanto a la protección pasiva en los escenarios futuros (**Tabla 7**), no es cuestionable que el cambio climático pueda superar el potencial de adaptación (cambios fenológicos y de comportamiento (Badeck et al. 2004)) y la capacidad de migración

(expansiones, contracciones o cambios de altitud (Forero-Medina et al. 2011; Roth et al. 2014)) de los PSC, presentando en el estudio unas estimaciones futuras más optimas a las reales. Esta circunstancia indica que las especies de PSC deben adaptarse o migrar a una velocidad igual o superior a la velocidad del cambio climático, generando la necesidad de la conservación *ex situ* y la mitigación de los cambios, en especial en aquellas especies de baja tasa de migración (Menendez et al. 2006) siendo este el caso de la gran mayoría de PSC (Parmesan 2006). Por ende, es importante destacar que, aunque el potencial actual de los espacios protegidos para la conservación pasiva de los PSC es elevado, este potencial puede quedar obsoleto si las especies se desplazan y no son capaces de adaptarse al cambio y superar sus limitaciones de migración.

Además, es necesario prestar especial atención a la gestión de los espacios protegidos, pues las actuaciones de gestión en áreas protegidas para otras especies, como la quema controlada, el control de la erosión, el aumento de la cobertura arbórea y otras alteraciones del hábitat pueden ocasionar un detrimento de las poblaciones de PSC. Un ejemplo claro es el estudio de Shands et al. (1991) donde las poblaciones del maíz silvestre (*Zea diploperennis*) del bosque tropical de la Sierra de Manantlán, México, comenzaron a disminuir tras el cese del pastoreo en la reserva genética dado que sus poblaciones se estaban viendo superadas por otras especies de plantas forestales. En este mismo sentido Hunter & Heywood (2012) indican que las prácticas de diseño y gestión de reservas naturales pueden entrar en conflicto en función del nivel en el que se orientan (nivel del paisaje, nivel de la comunidad o nivel de las especies), por lo que es necesario elaborar planes de gestión adecuados en función de las necesidades y funciones tanto de las especies como de los ecosistemas.

### **Propuesta ante el cambio climático**

Para abordar los problemas causados por el cambio climático, aunque el análisis estime una mejora en los escenarios futuros, se requiere la realización de acciones para la conservación de los recursos genéticos actuales como la creación de reservas genéticas en puntos críticos para la biodiversidad futura (Heller & Zavaleta 2009), la conservación de núcleos de poblaciones (Araújo et al. 2006) o un aumento de la conectividad entre reservas mediante la creación de corredores (Halpin 1997). La selección de dichos sitios debe de considerar la resiliencia al cambio climático y maximizar la posible inclusión de la diversidad genética y taxonómica de los PSC. Los corredores biológicos y las áreas externas a las zonas protegidas, regiones de comunidades pre-clímax y áreas que experimentan cambios antropomórficos, son de suma importancia para los PSC (Jarvis et al. 2015) puesto que un gran número son taxones con distribuciones amplias y de zonas pre-clímax (por ejemplo, *Trifolium* sp.). Para los taxones de PSC que presenten poblaciones bien conectadas, es probable que la reducción de la diversidad genética dentro de las poblaciones contribuya a la extinción de poblaciones, pero menos probable que amenace a la existencia de la especie (Jump & Penuelas 2005). En consecuencia, el establecimiento de corredores podría considerarse una herramienta positiva a corto plazo para la conservación de los PSC *in situ*, dado que presentan una configuración más flexible en su diseño y gestión. Por otro lado, la cooperación estrecha con los propietarios de las tierras y las partes interesadas pertinentes sería esencial en este proceso, dado que se ha demostrado una cierta preferencia



de los PSC por estructuras lineales del paisaje como carreteras o márgenes de campos (Jarvis et al. 2015). Esto podría estar exponiendo a los PSC a una variedad de presiones de selección diferentes, dando lugar a rasgos adaptativos novedosos y potencialmente beneficiosos. Esta cooperación además permite disminuir los costos de conservación al eliminar la necesidad de comprar y convertir los terrenos en áreas protegidas, proporcionando así una gestión más laxa y menos impactante frente a los cambios futuros.

### **Consideraciones y limitaciones del estudio**

En discusión de la metodología utilizada en el estudio, el uso del cambio en la extensión o cobertura, en este caso la adecuabilidad del hábitat, como un sustituto de los cambios de población en un rango de tiempo es un supuesto admisible según la UICN. Sin embargo, es necesario tener en cuenta si el tamaño de los parches de hábitat pueden sustentar poblaciones viables (Foden & Young 2016). Un criterio que sugerimos para futuros estudios es utilizar la metodología sugerido por Foden y Young (2016) para evaluar tres dimensiones diferentes de la vulnerabilidad (exposición, sensibilidad y capacidad de adaptación) de las poblaciones al cambio climático.

Asimismo, señalamos que la focalización del estudio en la zona de Europa + Turquía, probablemente ocasiona la exclusión de poblaciones de las especies de PSC seleccionadas presentes en las zonas del norte de África, principalmente zonas en contacto con el mediterráneo (Marruecos, Argelia, Túnez, Libia y Egipto). Debido a esto, se podría considerar que el análisis efectuado constituye una estimación parcial del estado de dichas especies, dado que no sabemos hasta que punto una determinada especie con distribución africana puede favorecerse con el cambio climático en este continente. Por ende, los mapas de cobertura de las especies actuales y futuros y, con ello, el efecto neto del cambio climático sobre los PSC seleccionados, pueden presentar modificaciones con una variación en el área de cobertura si se incorpora al estudio la distribución geográfica total actual de las especies incluyendo la zona norte de África.

Por otro parte, no podemos asegurar la completa eliminación del sesgo del muestro, ya que es probable que los puntos de presencia de las poblaciones utilizados no incorporen todo el rango geográfico de los PSC, generando una mayor carga de representatividad de un conjunto de hábitats frente a otros (Loiselle et al. 2008), y a la vez una subestimación, ya que quedan muchas poblaciones de los PSC por descubrir y catalogar. Además, los patrones de diversidad pueden sobreestimar la cobertura de las especies dado que se han utilizado datos de grandes bases de datos públicas (Maldonado et al. 2015), provocando una incertidumbre sobre la actualización y especificación de los registros.

Finalmente, los MDS utilizados en este estudio no toman en consideración variables como el tipo de sustrato presente en cada zona, la orografía y su orientación o la edafología como el pH, profundidad del suelo o cantidad de humus, siendo factores de gran importancia en la distribución de las especies vegetales (Beauregard & Blois 2014). Otros factores más complejos a introducir son las presiones antrópicas con las variaciones del uso del suelo, las interacciones interespecíficas actuales y futuras y los regímenes de incendios (Titeux et al. 2016), siendo estos

últimos eventos con gran valor de estocasticidad e incertidumbre, proporcionando a las variables una gran complejidad de obtención y manejo.

## **Conclusiones**

- El cambio climático muestra una gran incidencia en la distribución de las especies, generando grandes cambios de cobertura. Sin embargo, no es la única presión que sufrirán estas especies, siendo necesario añadirle la presión antrópica, la interacción interespecífica, el régimen de incendios y los cambios del uso del suelo.
- A nivel regional existe un aumento generalizado tanto en el interior como en el exterior de los espacios protegidos del área de cobertura de las 17 especies de PSC seleccionadas hacia zonas de mayor latitud en respuesta al cambio climático. Sin embargo, cada especie presenta un patrón de distribución y una proyección futura particular según la especificidad de las variables, por lo que es necesario realizar estudios a nivel de especie.
- No existen diferencias significativas entre los resultados obtenidos para los dos escenarios futuros, optimista y pesimista (RCP 2.6 y RCP 8.5), obteniéndose resultados análogos y particulares para cada especie en los dos escenarios.
- Los espacios protegidos, y por ende las áreas de conservación de la biodiversidad de la Red Natura 2000, son una herramienta de gran valor potencial para la conservación pasiva de las especies de PSC seleccionadas tanto en el escenario actual como futuro.
- La conservación a través de las especies características que constituyen los hábitats protegidos por el Anexo I de la Directiva de Hábitats constituye una herramienta eficaz para la protección de las especies integradas en el inventario priorizado de PSC europeos, pero no para las 17 especies importantes para la economía y seguridad alimentaria seleccionadas para este estudio.
- Los MDS son una herramienta eficaz para realizar aproximaciones futuras de la distribución geográfica de las especies vegetales. Sin embargo, estos MDS presentan múltiples limitaciones en cuanto a su verificación con la realidad.

## **Agradecimientos**

Agradezco la posibilidad de realizar este trabajo en el marco de las actividades del proyecto Farmer's Pride (disponible en: [www.farmerspride.eu](http://www.farmerspride.eu)) financiado por la Unión Europea y la codirección de José María Iriondo Alegría y María Luisa Rubio Teso del Área de Biodiversidad y Conservación de la Universidad Rey Juan Carlos. Además, quiero agradecer a la Universidad Complutense el impartir el máster interuniversitario en Restauración de Ecosistemas junto a la universidad Rey Juan Carlos, Universidad de Alcalá y Universidad Politécnica de Madrid.

## **Script de R**

Se adjunta en el siguiente enlace un documento Word con las instrucciones para la utilización del script de R con el código de una de las especies seleccionadas como ejemplo:

[https://drive.google.com/file/d/1\\_5G\\_tar-tvICBDDJG-x9iEDSIaAY6EB/view?usp=sharing](https://drive.google.com/file/d/1_5G_tar-tvICBDDJG-x9iEDSIaAY6EB/view?usp=sharing)

## Bibliografía

- Aguirre-Gutiérrez, J., Carvalheiro, L. G., Polce, C., Loon, E. E., Raes, N., Reemer, M., & Biesmeijer, J. C. 2013. Fit-for-purpose: species distribution model performance depends on evaluation criteria – Dutch hoverflies as a case study. *PloS One* 8(5), e63708.
- Amen, M., Bombi, P., Pearman, P. B., Schmatz, D. R., Zimmermann, N. E., & Bologna, M. A. 2011. Will climate change reduce the efficacy of protected areas for amphibian conservation in Italy? *Biological Conservation* 144(3), 989-997.
- Araujo, M. B., & Guisan, A. 2006. Five challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33(10), 1677-1688.
- Araújo, M. B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogués-Bravo, D., & Thuiller, W. 2011. Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14(5), 484-492.
- Araújo, M. B., & Peterson, A. T. 2012. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology* 93(7), 1527-1539.
- Badeck, F. W., Bondeau, A., Böttcher, K., Doktor, D., Lucht, W., Schaber, J., & Sitch, S. 2004. Responses of spring phenology to climate change. *New Phytologist* 162(2), 295-309.
- Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Albert, C. H., & Thuiller, W. 2012. Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution* 3(2), 327-338.
- Beauregard, F., & de Blois, S. 2014. Beyond a climate-centric view of plant distribution: edaphic variables add value to distribution models. *PloS One* 9(3), e92642.
- Brambilla, M., Bergero, V., Bassi, E., & Falco, R. 2015. Current and future effectiveness of Natura 2000 network in the central Alps for the conservation of mountain forest owl species in a warming climate. *European Journal of Wildlife Research* 61(1), 35-44.
- Brehm, J. M., Maxted, N., Ford-Lloyd, B. V., & Martins-Louçao, M. A. 2008. National inventories of crop wild relatives and wild harvested plants: case-study for Portugal. *Genetic Resources and Crop Evolution* 55(6), 779-796.
- Castañeda-Álvarez, N. P., Khoury, C. K., Achicanoy, H. A., Bernau, V., Dempewolf, H., Eastwood, R. J., Guarino, L., et al. 2016. Global conservation priorities for crop wild relatives. *Nature Plants* 2(4), 1-6.
- CBD 2010. *Global strategy for plant conservation*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. United Nations, Montreal, Canada.
- CBD 2010. *Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Biodiversity Targets*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. United Nations, Montreal, Canada. Disponible en: <http://cbd.in/p>.

- Challinor, A. J., Watson, J., Lobell, D. B., Howden, S. M., Smith, D. R., & Chhetri, N. 2014. A meta-analysis of crop yield under climate change and adaptation. *Nature Climate Change* 4(4), 287-291.
- Collins, W. D., Johansen, H., Evans, K. J., Woodward, C. S., & Caldwell, P. M. 2015. Progress in fast, accurate multi-scale climate simulations. *Procedia Computer Science* 51, 2006-2015.
- Cummins, J. N., & Aldwinckle, H. S. 1983. Breeding apple rootstocks. *Plant Breeding Reviews* 1, 294-394.
- Dempewolf, H., Eastwood, R. J., Guarino, L., Khoury, C. K., Müller, J. V., & Toll, J. 2014. Adapting agriculture to climate change: a global initiative to collect, conserve, and use crop wild relatives. *Agroecology and Sustainable Food Systems* 38(4), 369-377.
- Engler, R., Guisan, A., & Rechsteiner, L. 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology* 41(2), 263-274.
- EP 2012. *Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020*. European Parliament resolution of 20 April 2012. Disponible en: [https://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/EP\\_resolution\\_april2012.pdf](https://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/EP_resolution_april2012.pdf)
- European Commission, and DG Environment. 2013. *Interpretation Manual of European Union Habitats*. EUR 28. European Commission resolution of 01 April 2013. Disponible en: [https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int\\_Manual\\_EU28.pdf](https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int_Manual_EU28.pdf)
- Fitzgerald, H. 2013. The national crop wild relative strategy report for Finland. *Raportti*.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) 2001. *International Treaty on Plant Genetic Resources for Food and Agriculture* Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) 2009. *International Treaty on Plant Genetic Resources for Food and Agriculture*. Roma, Italia. Disponible en: <http://ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/011/i0510e/i0510e.pdf>.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) 2011. *The Second Global Plan of Action for Plant Genetic Resources for Food and Agriculture*. Roma, Italia.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) 2015. *Biodiversity*. Roma, Italia. Disponible en: <http://www.fao.org/biodiversity/components/plants/en/accessed>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) 2017. *Crop statistics*. Roma, Italia. Disponibles en: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>.

- Fielder, H., Brotherton, P., Hosking, J., Hopkins, J. J., Ford-Lloyd, B., & Maxted, N. 2015. Enhancing the conservation of crop wild relatives in England. *PLoS One* 10(6), e0130804.
- Foden, W. B., & Young, B. E. 2016. *IUCN SSC guidelines for assessing species' vulnerability to climate change*. International Union for Conservation of Nature, Cambridge, England and Gland, Switzerland.
- Fois, M., Bacchetta, G., Cogoni, D., & Fenu, G. 2018. Current and future effectiveness of the Natura 2000 network for protecting plant species in Sardinia: a nice and complex strategy in its raw state? *Journal of Environmental Planning and Management* 61(2), 332-347.
- Forero-Medina, G., Joppa, L., & Pimm, S. L. 2011. Constraints to species' elevational range shifts as climate changes. *Conservation Biology* 25(1), 163-171.
- Genuer, R., Poggi, J. M., & Tuleau-Malot, C. 2010. Variable selection using random forests. *Pattern Recognition Letters* 31(14), 2225-2236.
- Guisan, A. & Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8, 993–1009.
- Halpin, P. N. 1997. Global climate change and natural-area protection: management responses and research directions. *Ecological Applications* 7(3), 828-843.
- Harlan, P. & de Wet, J.M.J. 1971 Towards a rational classification of cultivated plants. *Taxon* 20: 509–517.
- Heller, N. E., & Zavaleta, E. S. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142(1), 14-32.
- Hollis, S., & Brummitt, R. K. 2001. World Geographical Scheme for Recording Plant Distributions. *Plant Taxonomic Database Standards* 2(2).
- Hunter, D., Maxted, N., Heywood, V., Kell, S., & Borelli, T. 2012. Protected areas and the challenge of conserving crop wild relatives. *Parks* 18(1), 87.
- Iriondo, J. M., Parra-Quijano, M., Lara-Romero, C., Carreño, F., Maxted, N., Kell, S., & Ford-Lloyd, B. V. 2012. Where and how? Genetic reserve site selection and development of common quality standards. *Crop Wild Relative* 8, 31-33.
- Jarvis, A., Lane, A., & Hijmans, R. J. 2008. The effect of climate change on crop wild relatives. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 126(1-2), 13-23.
- Jarvis, S., Fielder, H., Hopkins, J., Maxted, N., & Smart, S. 2015. Distribution of crop wild relatives of conservation priority in the UK landscape. *Biological Conservation* 191, 444-451.
- Jump, A. S., & Peñuelas, J. 2005. Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters* 8(9), 1010-1020.

- Kell, S. P., Knüpfner, H., Jury, S. L., Ford-Lloyd, B. V., & Maxted, N. 2008. Crops and wild relatives of the Euro-Mediterranean region: making and using a conservation catalogue. En: Maxted, N., Ford-Lloyd, B., Kell, S., Iriondo, J., Dulloo, E., Turok J. Crop (eds.), *Wild Relative Conservation and Use*, pp. 69-109. Centre for Agricultural Bioscience International, University of Birmingham, United Kingdom.
- Kell, S. P., Ford-Lloyd, B. V., Brehm, J. M., Iriondo, J. M., & Maxted, N. 2017. Broadening the base, narrowing the task: prioritizing crop wild relative taxa for conservation action. *Crop Science* 57(3), 1042-1058.
- Kell, S. (en prensa (2020)). Native and introduced CWR taxa are included because introduced populations can rapidly adapt to local environmental conditions and may harbour important genetic diversity of value for crop improvement.
- Khoury, C. K., Greene, S., Wiersema, J., Maxted, N., Jarvis, A., & Struik, P. C. 2013. An inventory of crop wild relatives of the United States. *Crop Science* 53(4), 1496-1508.
- Lake, D. A. 2011. *Hierarchy in international relations*. Cornell University Press, Ithaca, Nueva York.
- Landucci, F., Panella, L., Lucarini, D., Gigante, D., Donnini, D., Kell, S., Maxted, N., et al. 2014. A prioritized inventory of crop wild relatives and wild harvested plants of Italy. *Crop Science* 54(4), 1628-1644.
- Lehsten, V., Sykes, M. T., Scott, A. V., Tzanopoulos, J., Kallimanis, A., Mazaris, A., Verburg, P., et al. 2015. Disentangling the effects of land-use change, climate and CO<sub>2</sub> on projected future European habitat types. *Global Ecology and Biogeography* 24(6), 653-663.
- Lenoir, J., & Svenning, J. C. 2013. Latitudinal and elevational range shifts under contemporary climate change. *Encyclopedia of Biodiversity* 599-611.
- Loiselle, B. A., Jorgensen, P. M., Consiglio, T., Jiménez, I., Blake, J. G., Lohmann, L., Montiel, M. M. 2008. Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes? *Journal of Biogeography* 35(1), 105-116.
- Longo, R. M. J. 1990. Information transfer and the adoption of agricultural innovations. *Journal of the American Society for Information Science* 41(1), 1-9.
- Maldonado, C., Molina, C. I., Zizka, A., Persson, C., Taylor, C. M., Albán, J., Chilquillo, E., et al. 2015. Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data: to what extent can we trust public databases? *Global Ecology and Biogeography* 24(8), 973-984.
- Marchowski, D., Lawicki, L., Fox, A. D., Nielsen, R. D., Petersen, I. K., Hornman, M., Nilsson L., et al. 2020. Effectiveness of the European Natura 2000 network to sustain a specialist wintering waterbird population in the face of climate change. *Scientific Reports* 10(1), 1-12.

- Marini, M. A., Barbet-Massin, M., Lopes, L. E., & Jiguet, F. 2009. Predicted climate-driven bird distribution changes and forecasted conservation conflicts in a neotropical savanna. *Conservation Biology* 23(6), 1558-1567.
- Maxted, N., Ford-Lloyd, B. V., Jury, S., Kell, S., & Scholten, M. 2006. Towards a definition of a crop wild relative. *Biodiversity & Conservation* 15(8), 2673-2685.
- Maxted, N., Dulloo, E., Ford-Lloyd, B., Iriondo, J. M., & Jarvis, A. 2008. Gap analysis: a tool for complementary genetic conservation assessment. *Diversity and Distributions* 14(6), 1018-1030.
- Maxted, N., & Kell, S. 2009. CWR in crop improvement: to what extent are they used. *Crop Wild Relative Newsletter* 7, 7-8.
- Maxted, N., Kell, S., Ford-Lloyd, B., Dulloo, E., & Toledo, Á. 2012. Toward the systematic conservation of global crop wild relative diversity. *Crop Science* 52(2), 774-785.
- Maxted, N., Avagyan, A., Frese, L., Iriondo, J. M., Magos Brehm, J., Singer, A., & Kell, S. P. 2015. *ECPGR Concept for in situ conservation of crop wild relatives in Europe*. Wild Species Conservation in Genetic Reserves Working Group, European Cooperative Programme for Plant Genetic Resources, Rome, Italy.
- Maxted, N., Amri, A., Castañeda-Álvarez, N. P., Dias, S., Dulloo, M. E., Fielder, H., & Nilsen, L. B. 2016. Joining up the dots: A systematic perspective of crop wild relative conservation and use. Maxted, N., Dulloo, M. E., Ford-Lloyd, B. V. (eds.), *Enhancing crop genepool use: capturing wild relative and landrace diversity for crop improvement*, pp. 87-97. Centre for Agricultural Bioscience International, University of Birmingham, United Kingdom.
- Menéndez, R., Megías, A. G., Hill, J. K., Braschler, B., Willis, S. G., Collingham, Y., Fox, R., et al. 2006. Species richness changes lag behind climate change. *Proceedings of the Royal Society: Biological Sciences* 273(1593), 1465-1470.
- Naciones Unidas 2019. *How certain are the United Nations global population projections? Population Facts*, N° 6. Nueva York. Disponible en: [https://www.un.org/en/development/desa/population/publications/pdf/popfacts/PopFacts\\_2019-6.pdf](https://www.un.org/en/development/desa/population/publications/pdf/popfacts/PopFacts_2019-6.pdf).
- Nelder, J. A., & Wedderburn, R. W. 1972. Generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society: Series A (General)* 135(3), 370-384.
- Olesen JE. & Bindi M. 2002. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy* 16, 239-262.
- Pachauri, R. K., Allen, M. R., Barros, V. R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., Church, J. A., et al. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Panel Intergubernamental del Cambio Climático, Geneva, Switzerland.

- Parmesan, C., & Yohe, G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421(6918), 37-42.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37, 637-669.
- Peng, S., Piao, S., Ciais, P., Fang, J., & Wang, X. 2010. Change in winter snow depth and its impacts on vegetation in China. *Global Change Biology* 16(11), 3004-3013.
- Peters, R. L., & Myers, J. P. 1991. Preserving biodiversity in a changing climate. *Issues in Science and Technology* 8(2), 66-72.
- Phillips, J., Kyratzis, A., Christoudoulou, C., Kell, S., & Maxted, N. 2014. Development of a national crop wild relative conservation strategy for Cyprus. *Genetic Resources and Crop Evolution* 61(4), 817-827.
- Price-waterhouse-Coopers (PwC) 2013. *Crop wild relatives: a valuable resource for crop development*. Disponible en: <http://pwc.blogs.com/files/pwc-seed-bank-analysis-for-msb-0713.pdf>.
- Proosdij, A. S., Sosef, M. S., Wieringa, J. J., & Raes, N. 2016. Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. *Ecography* 39(6), 542-552.
- Rossi, G., Orsenigo, S., Montagnani, C., Fenu, G., Gargano, D., Peruzzi, Lorenzo P., Wagensommer, R. P., et al. 2016. Is legal protection sufficient to ensure plant conservation? The Italian Red List of policy species as a case study. *Oryx* 50(3), 431-436.
- Rosso, A., Aragón, P., Acevedo, F., Doadrio, I., García-Barros, E., Lobo, J. M., Munguira, M. L., et al. 2018. Effectiveness of the Natura 2000 network in protecting Iberian endemic fauna. *Animal Conservation* 21(3), 262-271.
- Roth, T., Plattner, M., & Amrhein, V. 2014. Plants, birds and butterflies: short-term responses of species communities to climate warming vary by taxon and with altitude. *PloS One* 9(1).
- Shands, H. L., Eberhart, S. A., Fowler, C., Duvick, D. N., Wilkes, G., Goodman, M. M., & Brown, G. E. 1990. Save the seeds. *Issues in Science and Technology* 6(3), 15-18.
- Smith, R. L. 1994. Vascular plants as bioindicators of regional warming in Antarctica. *Oecologia* 99(3-4), 322-328.
- Stamp, P., & Visser, R. 2012. The twenty-first century, the century of plant breeding. *Euphytica* 186(3), 585-591.
- Stockwell, D. R., & Peterson, A. T. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* 148(1), 1-13.
- Tanksley, S. D., & McCouch, S. R. 1997. Seed banks and molecular maps: unlocking genetic potential from the wild. *Science* 277(5329), 1063-1066.



Teso, M. L. R., Iriondo, J. M., Parra, M., & Torres, E. 2013. National strategy for the conservation of crop wild relatives of Spain. *Plant Genetic Resources Secure*.

Teso, M. L. R., Álvarez Muñiz, C., Gaisberger, H., Kell, S., Lara-Romero, C., Magos-Brehm, J., Maxted, N., Iriondo, J. 2020. Crop wild relatives in Natura 2000 network. *Farmer's Pride Project*. Disponible en: <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/110717>.

Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. B., Sykes, M. T., & Prentice, I. C. 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102(23), 8245-8250.

Thuiller, W., Georges, D., Engler, R., Breiner, F., Georges, M. D., & Thuiller, C. W. 2016. Package 'biomod2'. *Species Distribution Modeling within an Ensemble Forecasting Framework Software*.

Titeux, N., Henle, K., Mihoub, J. B., Regos, A., Geijzendorffer, I. R., Cramer, W., Verburg, P. H., et al. 2016. Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. *Global Change Biology* 22(7), 2505-2515.

Treuren, R., Hoekstra, R., Wehrens, R., & Hintum, T. 2020. Effects of climate change on the distribution of crop wild relatives in the Netherlands in relation to conservation status and ecotope variation. *Global Ecology and Conservation* 23,1054.

Uleberg, E., Hanssen-Bauer, I., Oort, B., & Dalmannsdottir, S. 2014. Impact of climate change on agriculture in Northern Norway and potential strategies for adaptation. *Climatic Change* 122(1-2), 27-39.

UNEP-WCMC and IUCN 2020. *Protected Planet: The World Database on Protected Areas (WDPA)*. International Union for Conservation of Nature. Cambridge, UK. Disponible en: [www.protectedplanet.net](http://www.protectedplanet.net).

Vincent, H., Wiersema, J., Kell, S., Fielder, H., Dobbie, S., Castañeda-Álvarez, N. P., Guarino, L., et al. 2013. A prioritized crop wild relative inventory to help underpin global food security. *Biological Conservation* 167, 265-275.

Vincent, H., Amri, A., Castañeda-Álvarez, N. P., Dempewolf, H., Dulloo, E., Guarino, L., Hole, D., et al. 2019. Modeling of crop wild relative species identifies areas globally for *in situ* conservation. *Communications Biology* 2(1), 1-8.

### **Aplicaciones**

RStudio Team (2020). RStudio: Integrated Development for R. *RStudio, Public Benefit Corporation*. Boston, Massachusetts. Disponible en: <http://www.rstudio.com/>

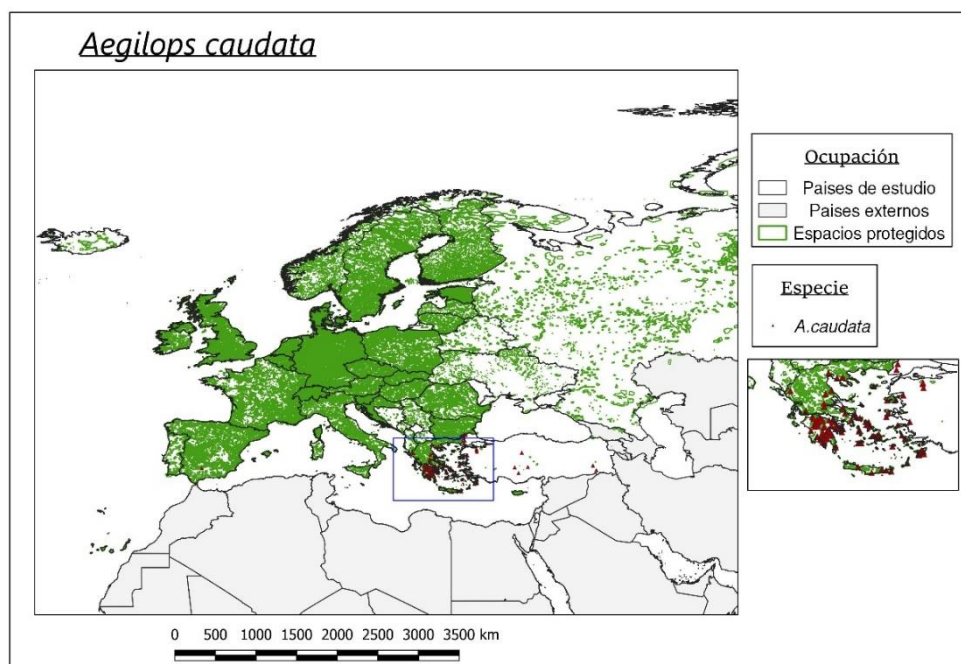
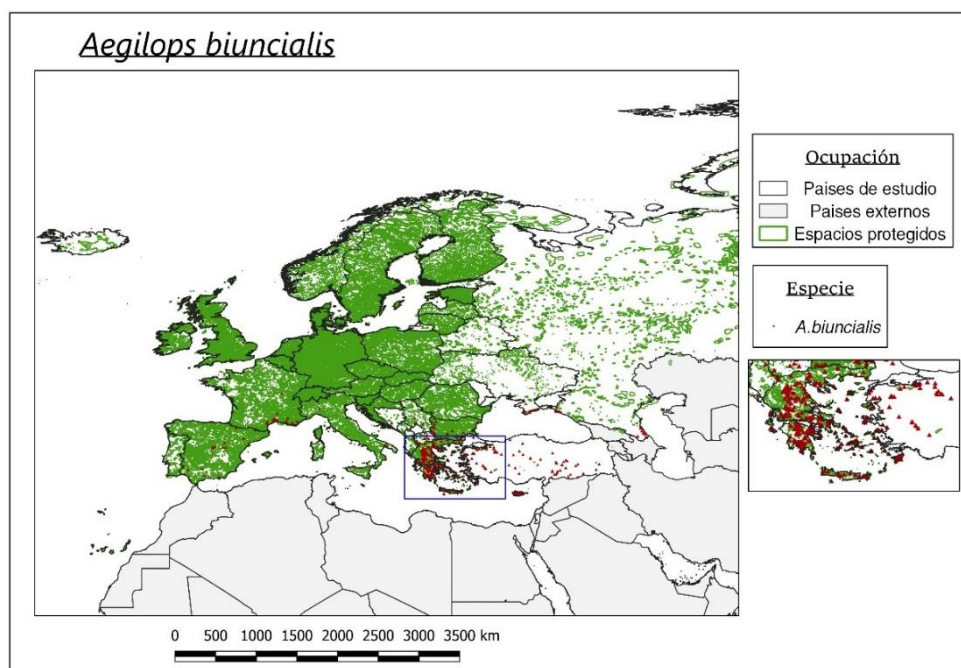
ESRI 2011. ArcGIS Desktop: Versión 10.7.1. *Instituto de Investigación de Sistemas Ambientales*. Redlands, California. Disponible en: <https://www.arcgis.com/index.html>.

QGIS Development Team (2020). QGIS Geographic Information System. *Open Source Geospatial Foundation Project*. Disponible en: <https://qgis.org/es/site/>.

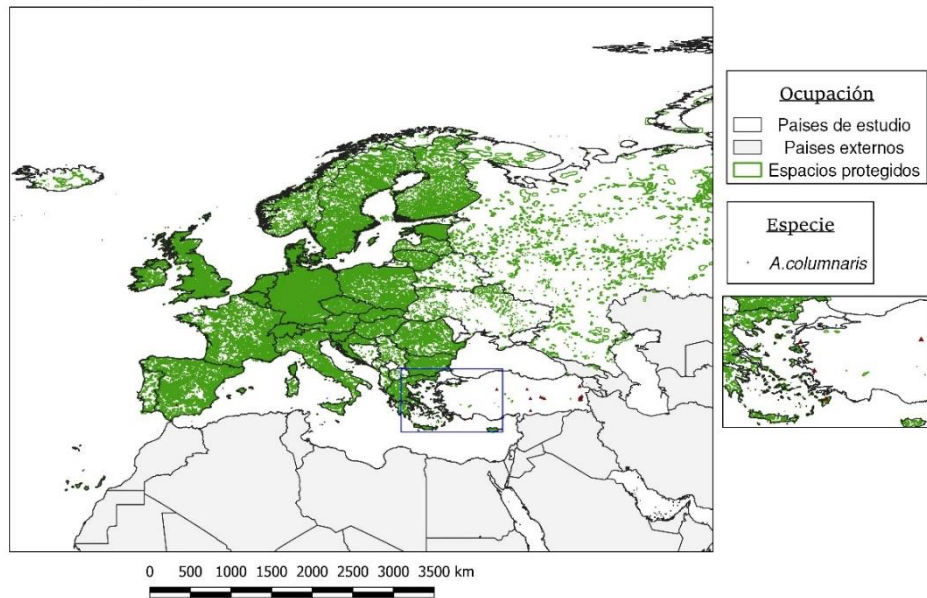
## Anexos

### Anexo 1

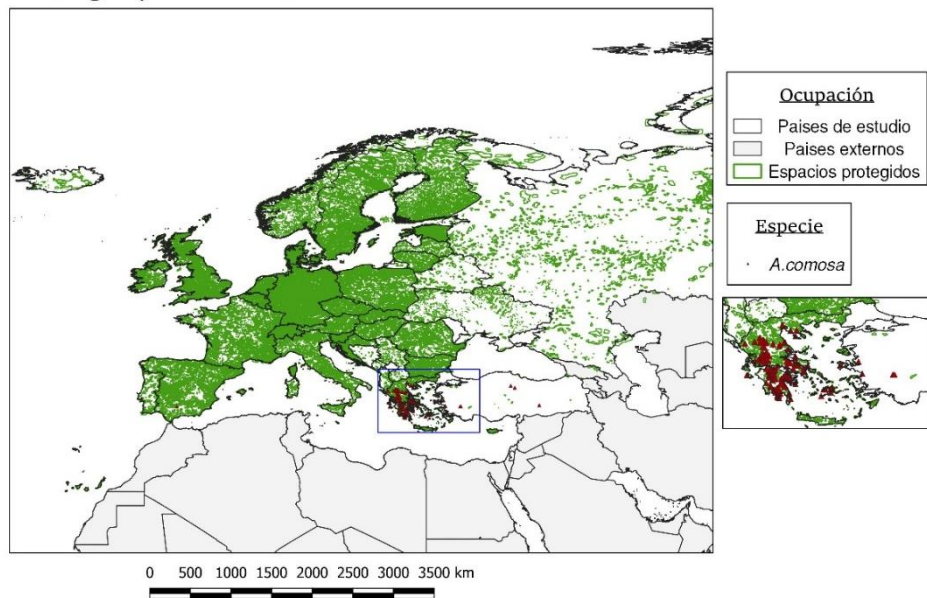
Mapas geográficos del territorio de estudio (Europa + Turquía) donde se representan los espacios protegidos y las localidades obtenidas de las 17 especies de PSC seleccionadas. Al margen se presenta un mapa geográfico ampliando la región geográfica con mayor densidad de registros poblacionales.



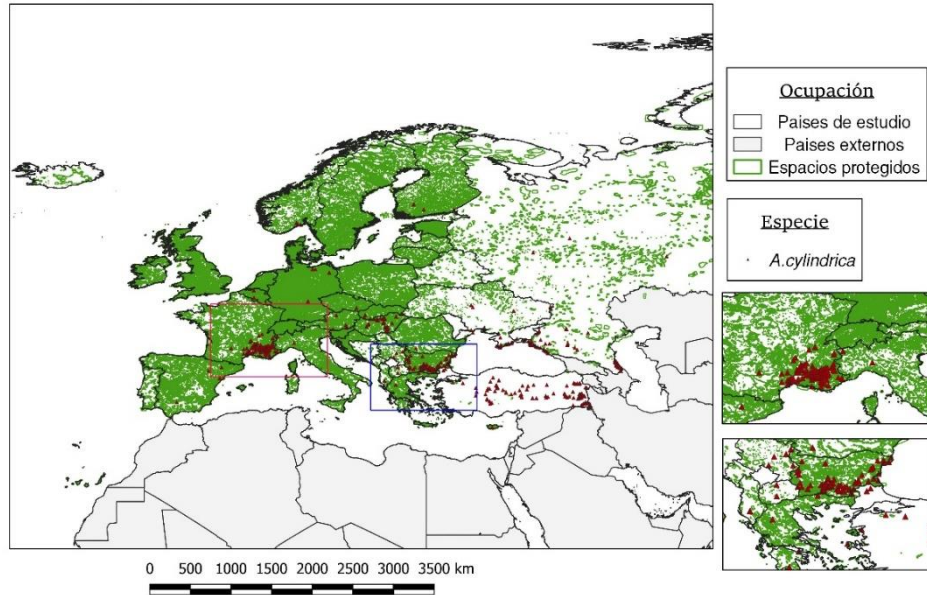
### *Aegilops columnaris*



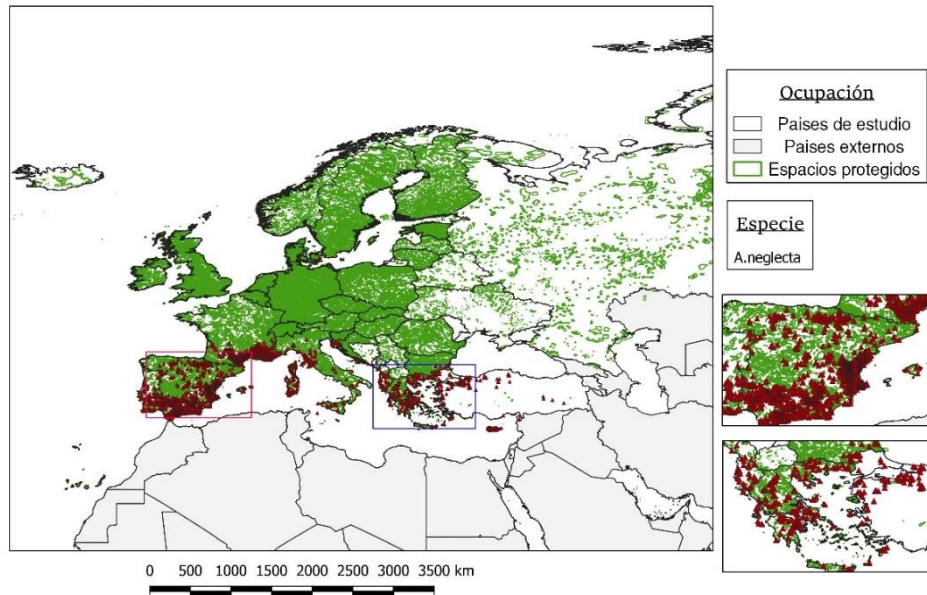
### *Aegilops comosa*



### *Aegilops cylindrica*

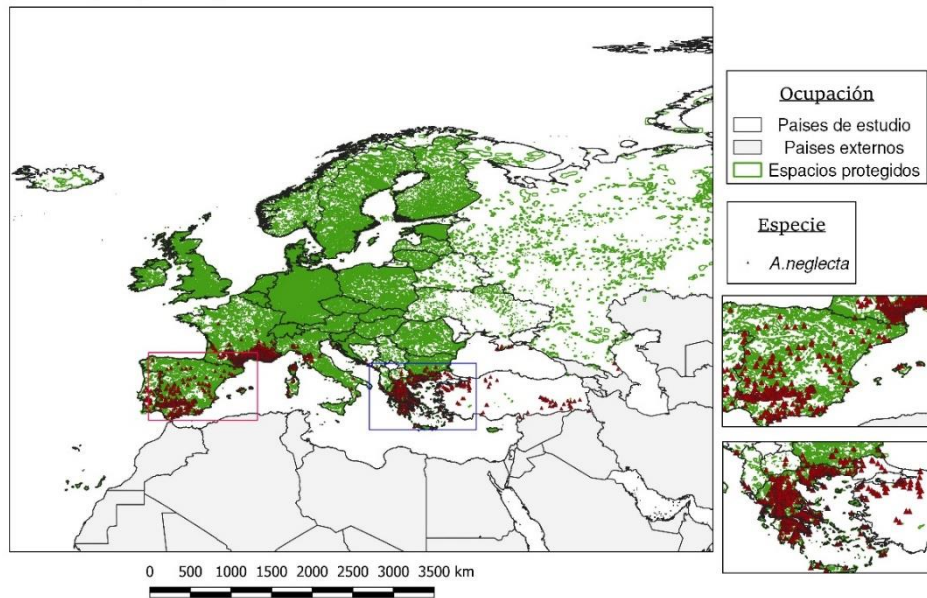


### *Aegilops geniculata*

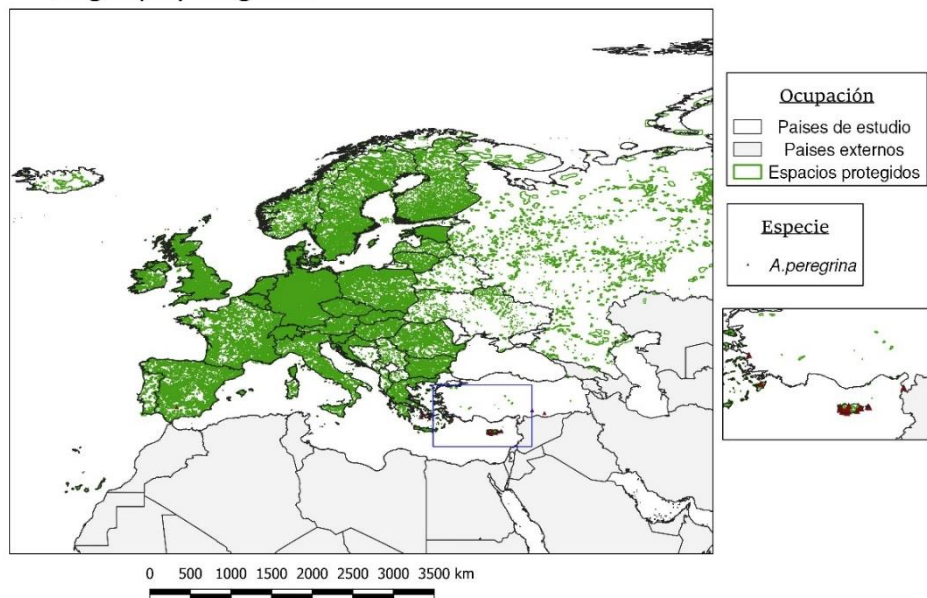




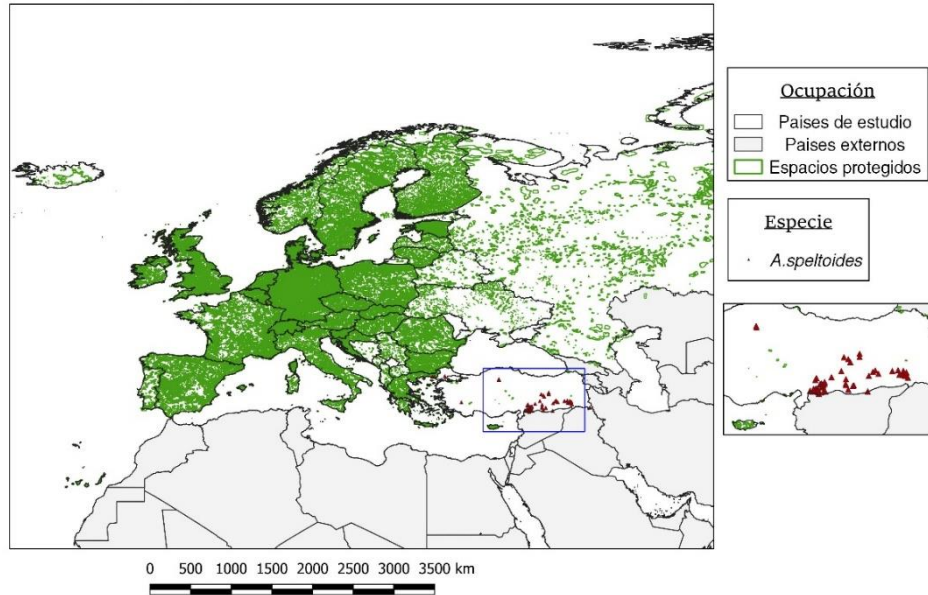
### *Aegilops neglecta*



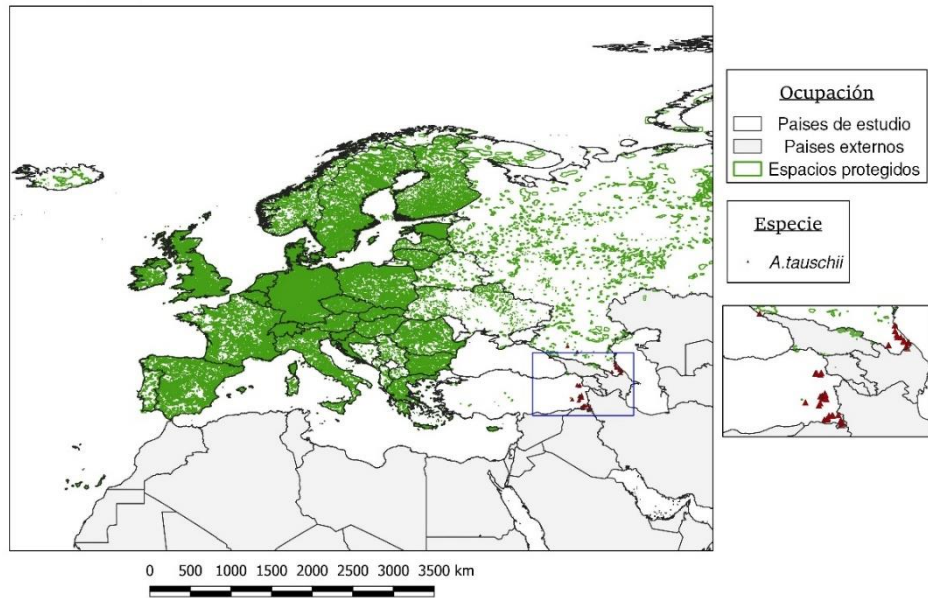
### *Aegilops peregrina*



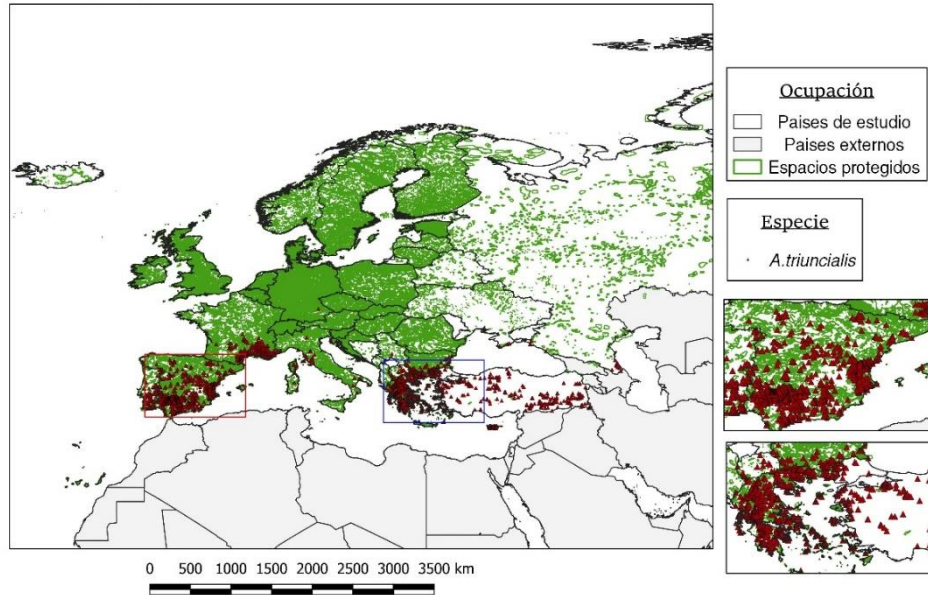
### *Aegilops speltoides*



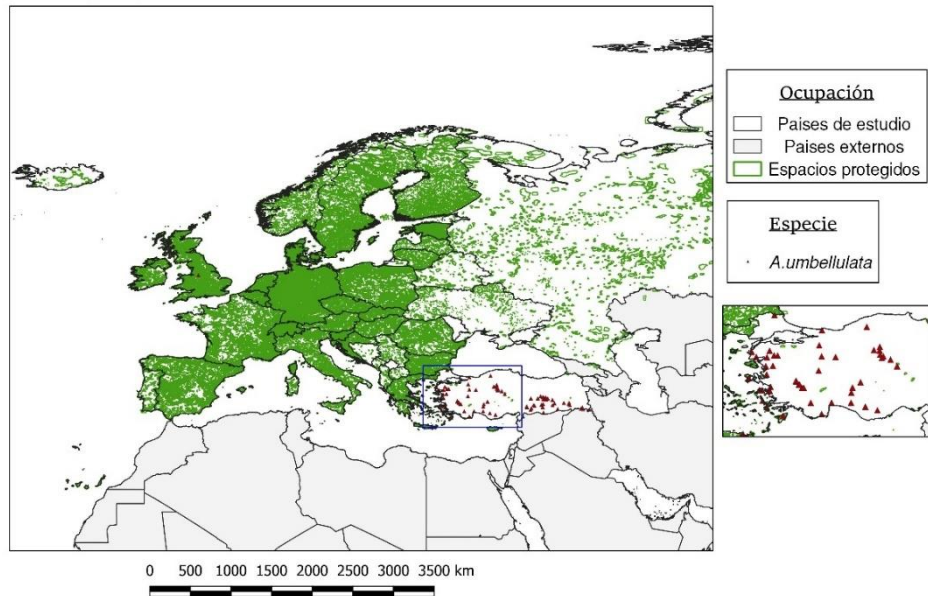
### *Aegilops tauschii*



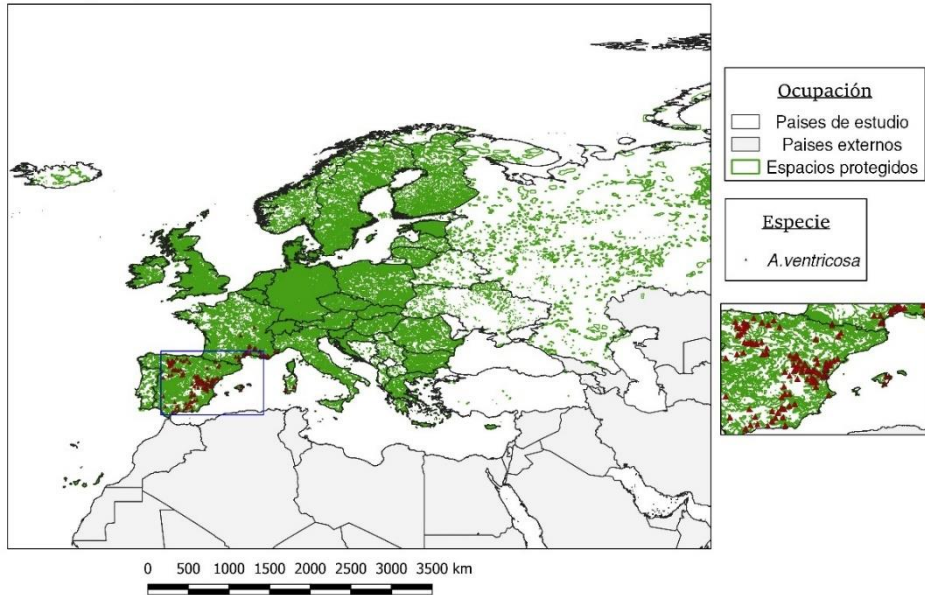
### *Aegilops triuncialis*



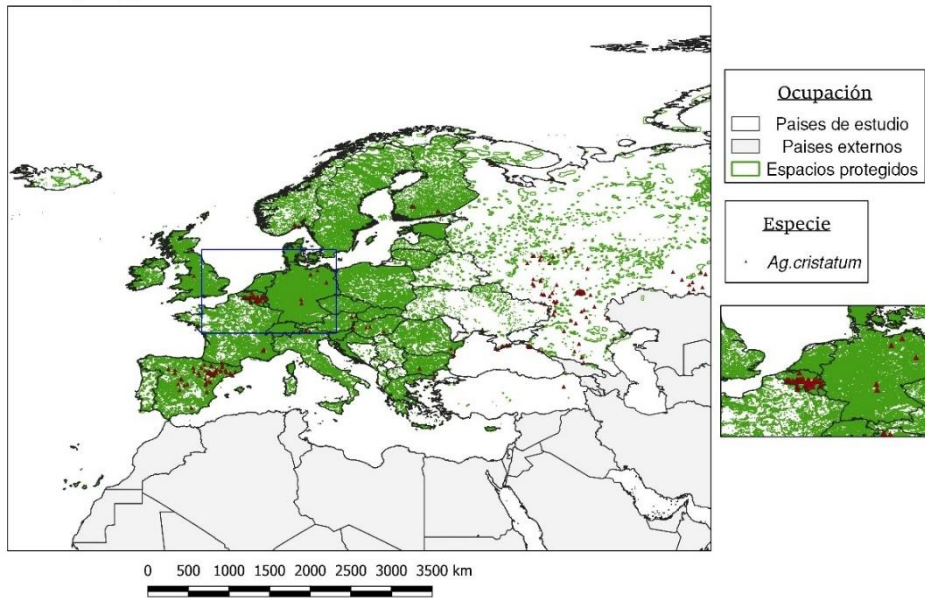
### *Aegilops umbellulata*



*Aegilops ventricosa*

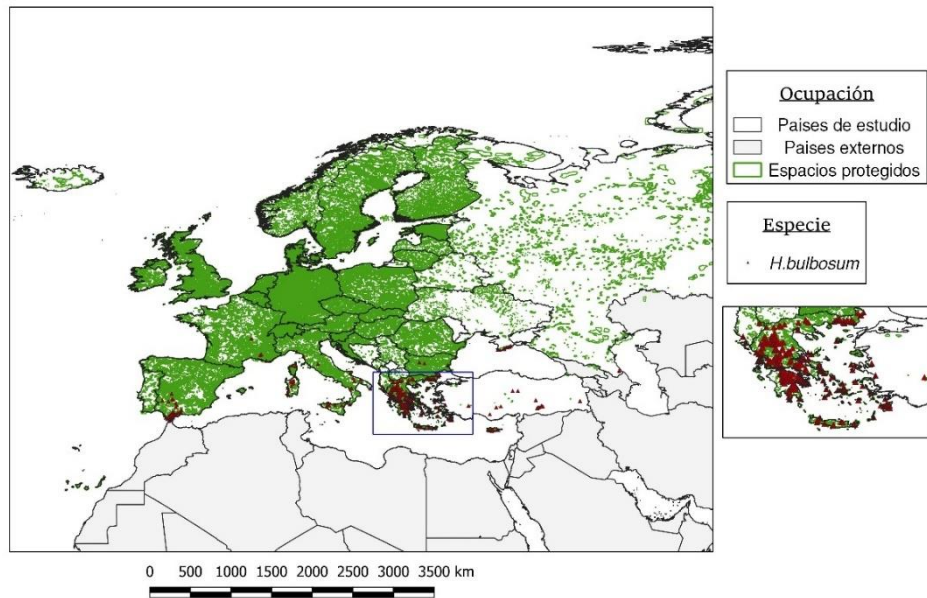


*Agropyron cristatum*

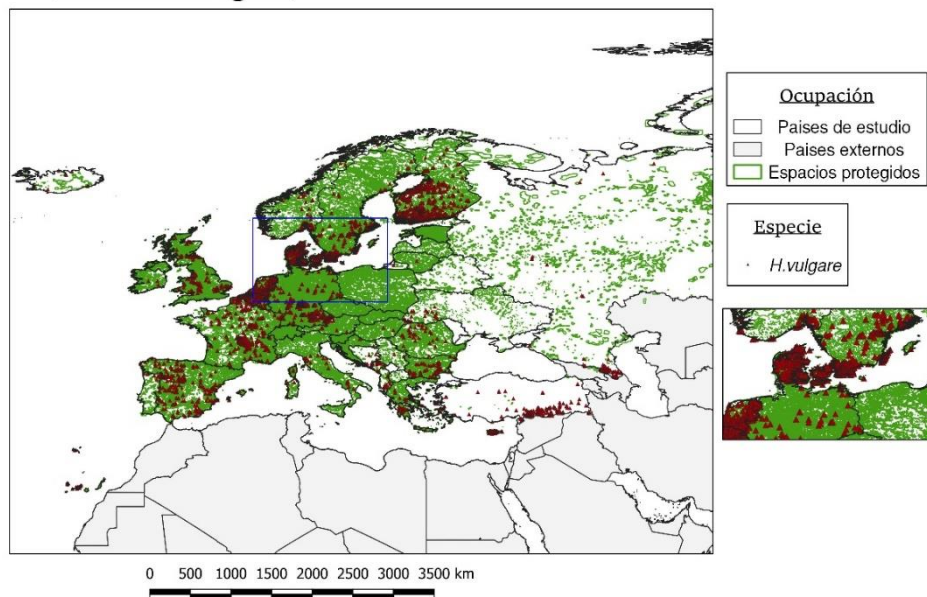




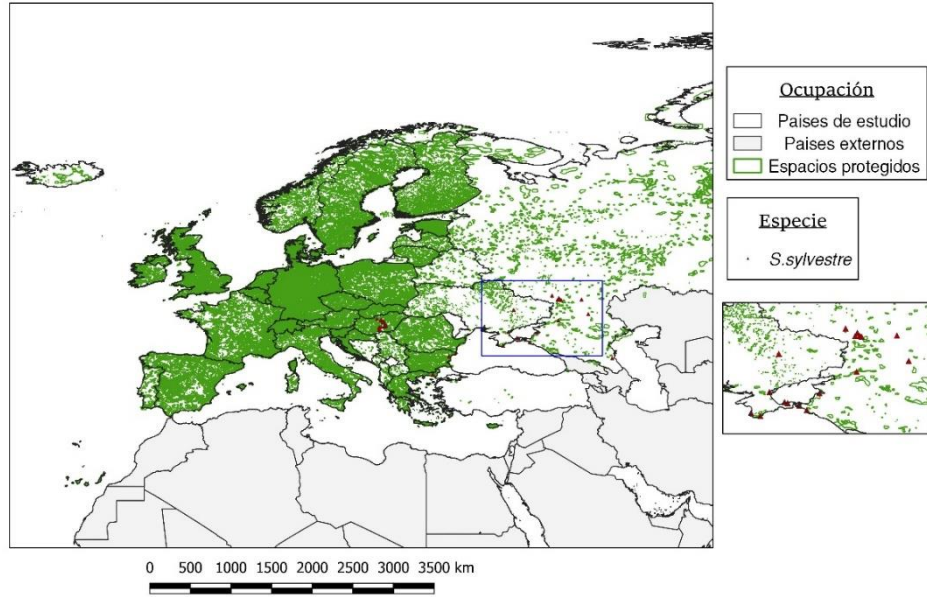
### *Hordeum bulbosum*



### *Hordeum vulgare*

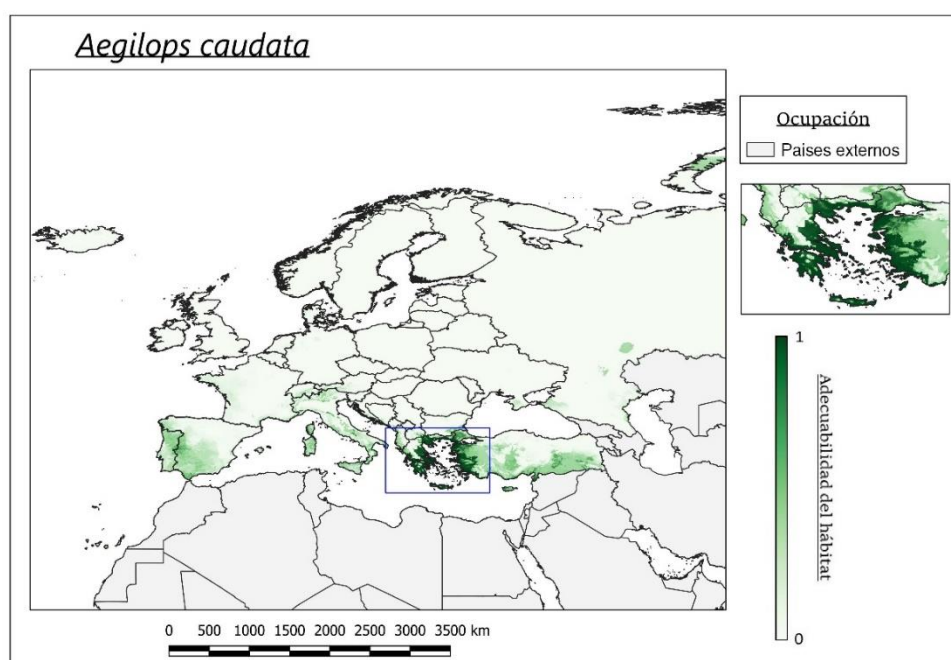
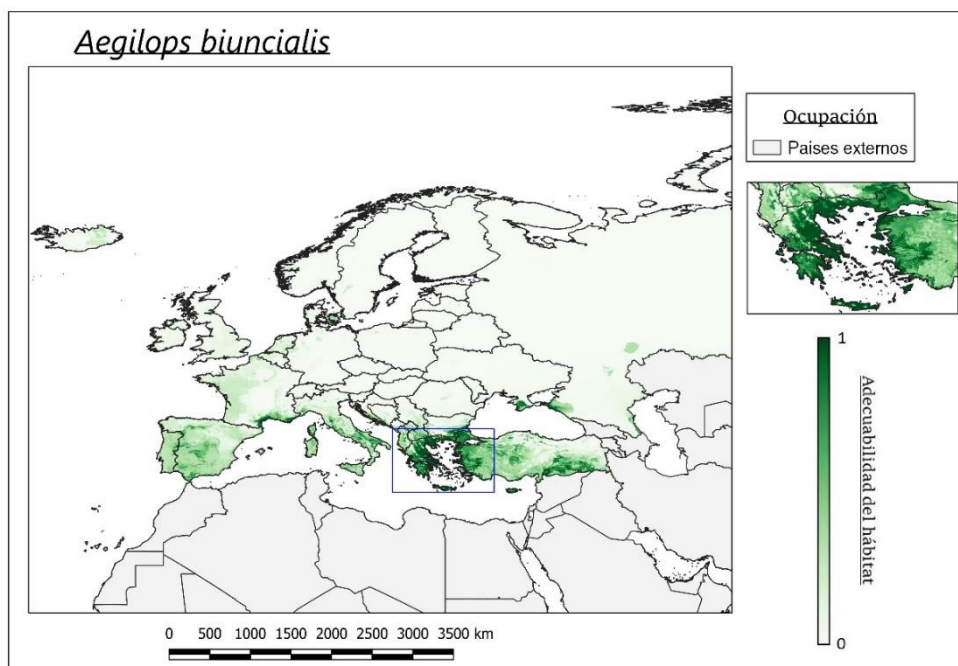


## *Secale sylvestre*

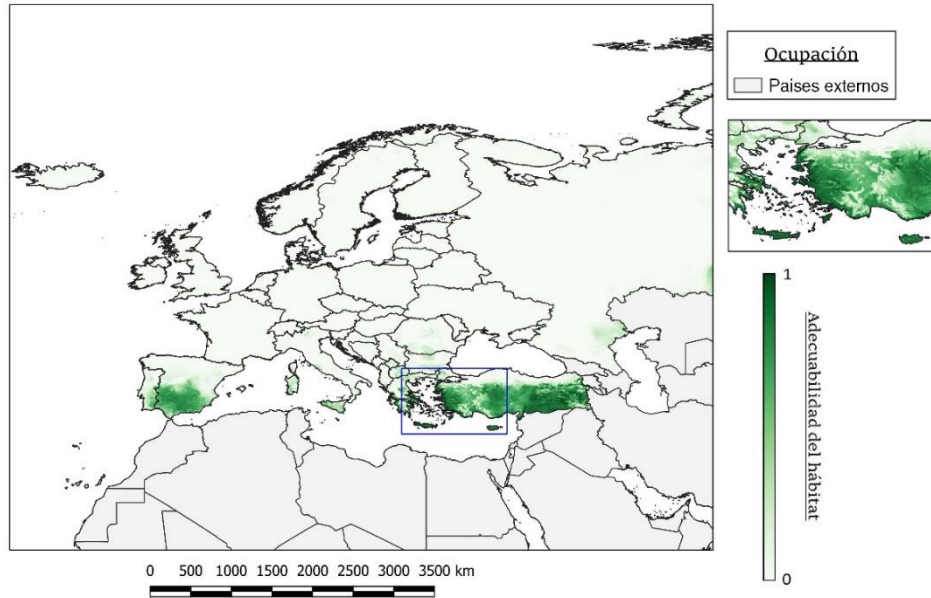


## Anexo 2

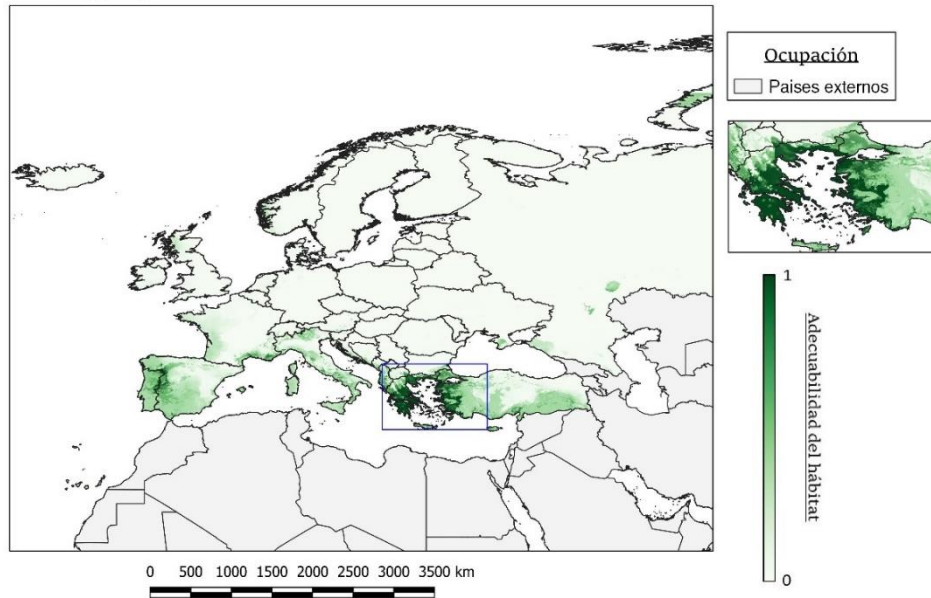
Mapas geográficos del territorio de estudio (Europa + Turquía) donde se representa la cobertura en función de la adecuabilidad del hábitat de las 17 especies de PSC seleccionadas en función de los registros climáticos del escenario actual. Los valores de adecuabilidad del hábitat se encuentran en un rango de 0 a 1, donde el 0 representan la mínima adecuabilidad del hábitat (ausencia) y el 1 la máxima adecuabilidad del hábitat (presencia). Al margen se presenta un mapa geográfico ampliado de la región geográfica con mayores valores de adecuabilidad del hábitat.



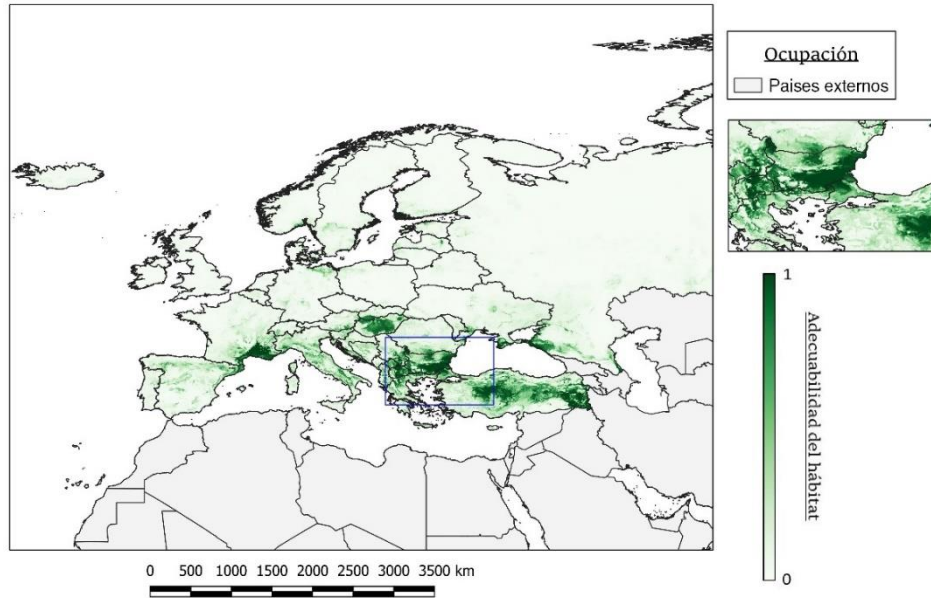
*Aegilops columnaris*



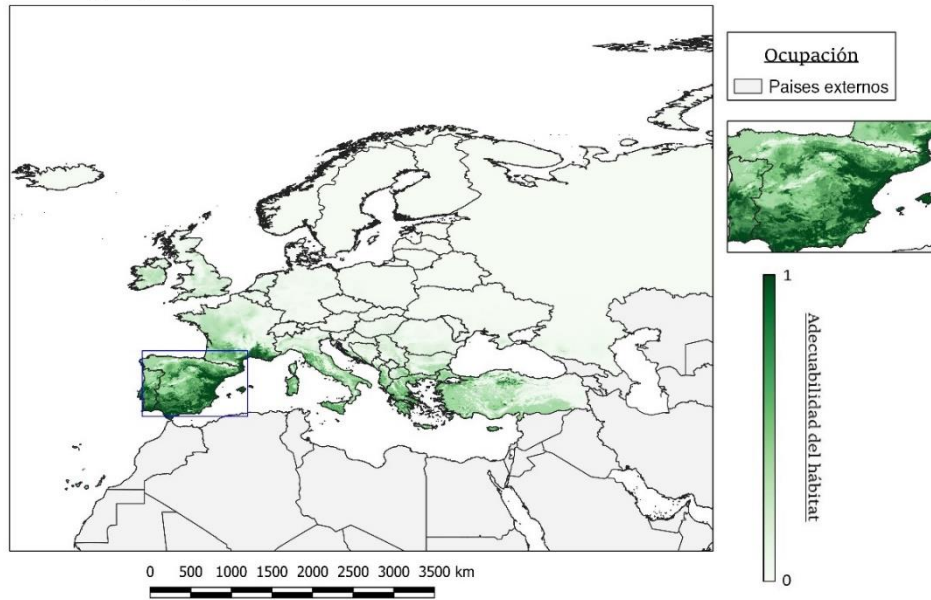
*Aegilops comosa*



*Aegilops cylindrica*

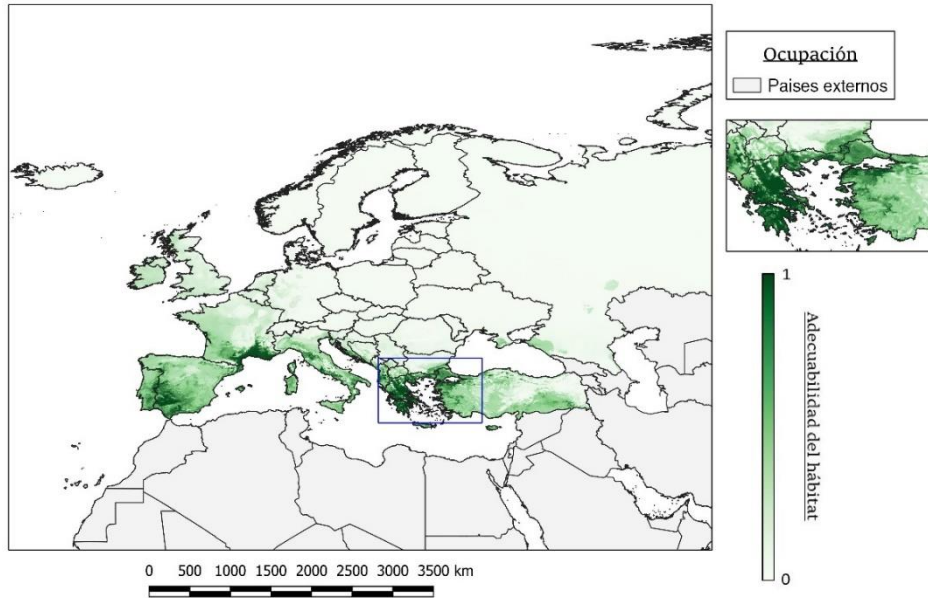


*Aegilops geniculata*

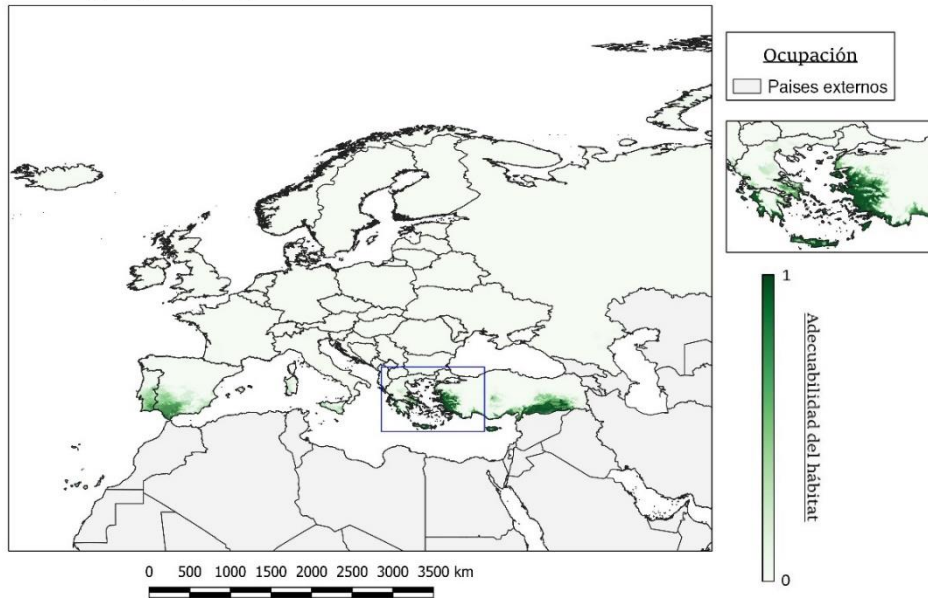




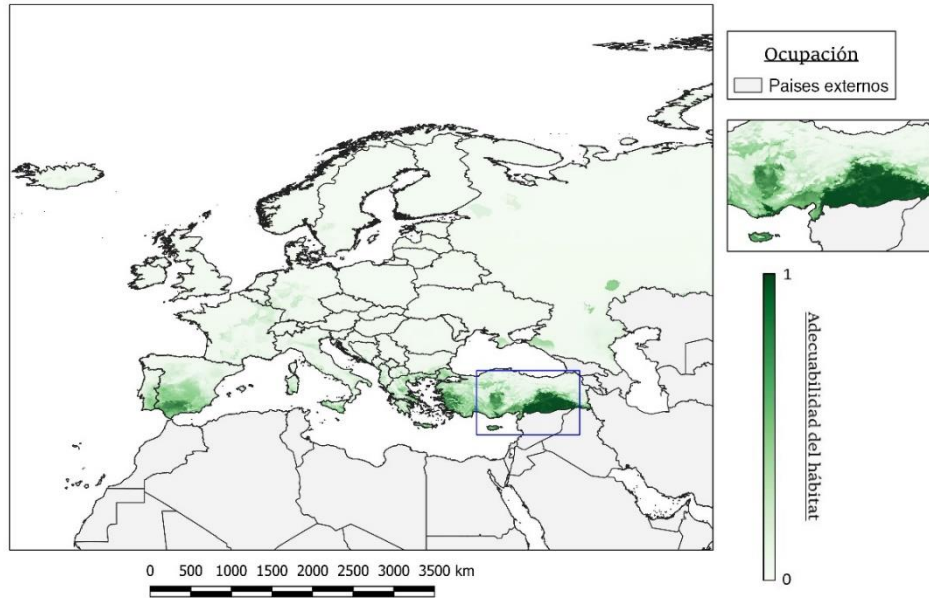
### *Aegilops neglecta*



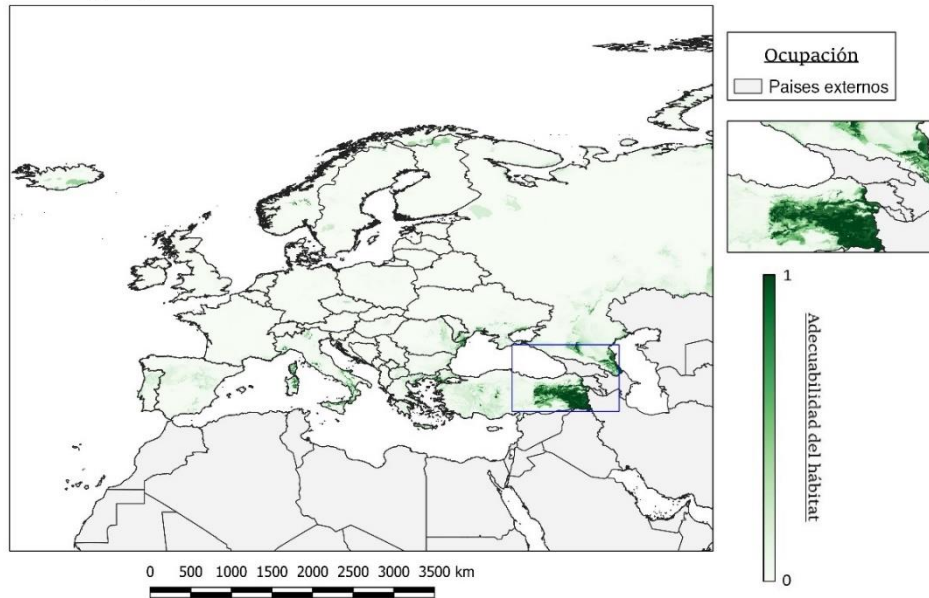
### *Aegilops peregrina*



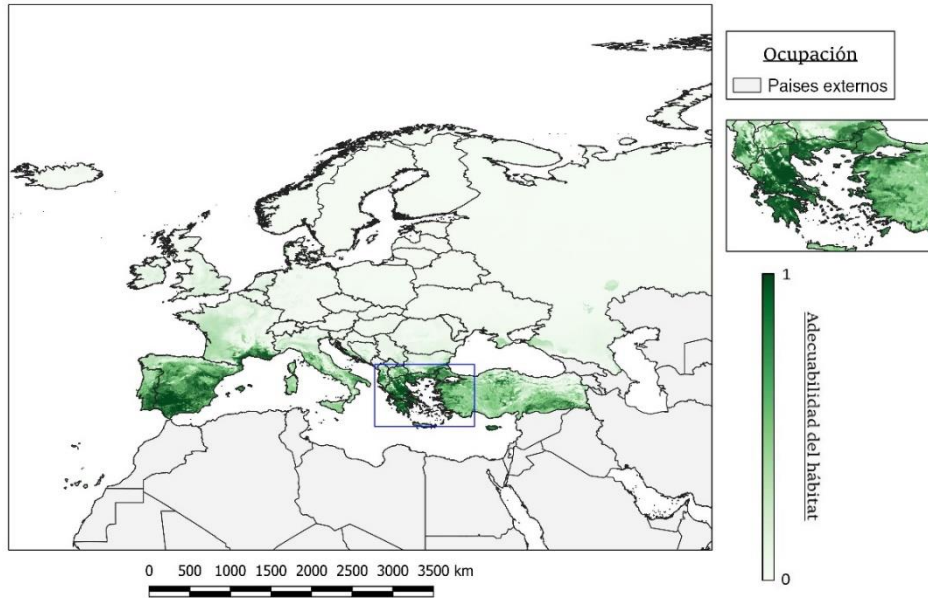
*Aegilops speltoides*



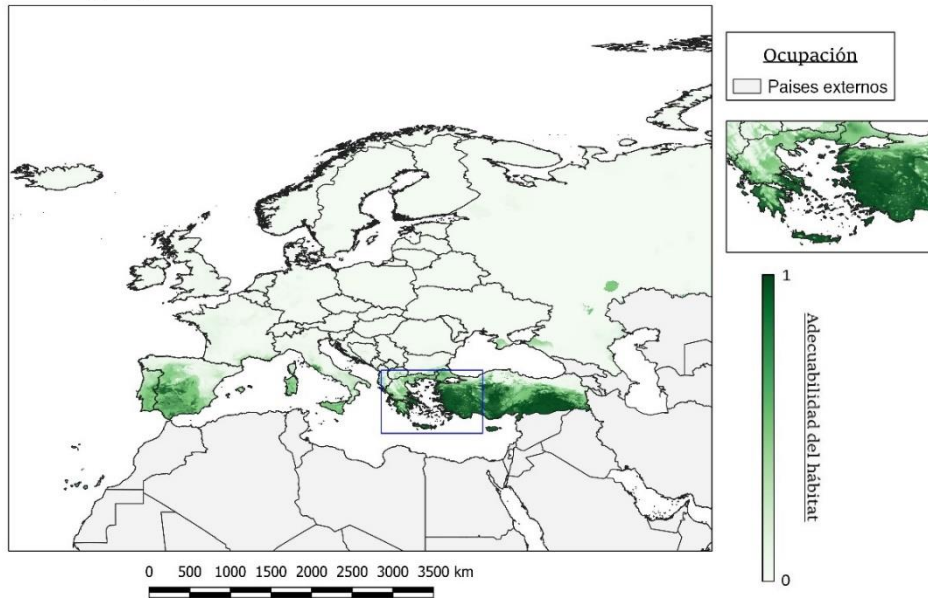
*Aegilops tauschii*



*Aegilops triuncialis*

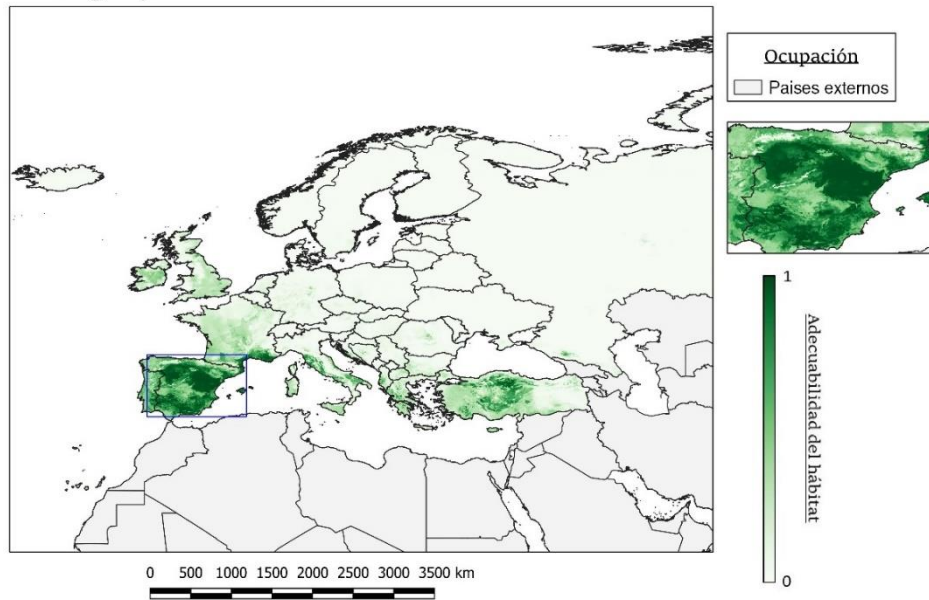


*Aegilops umbellulata*

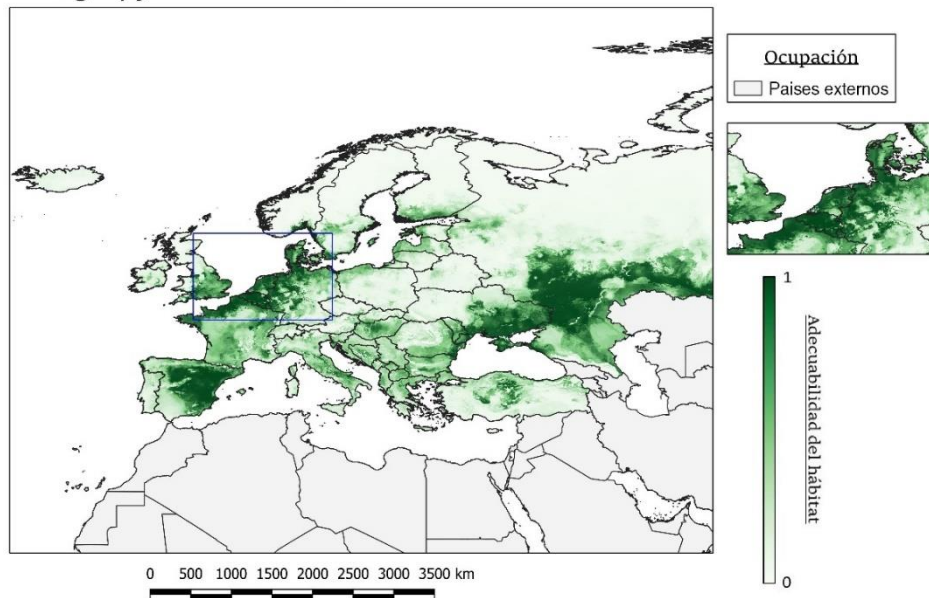




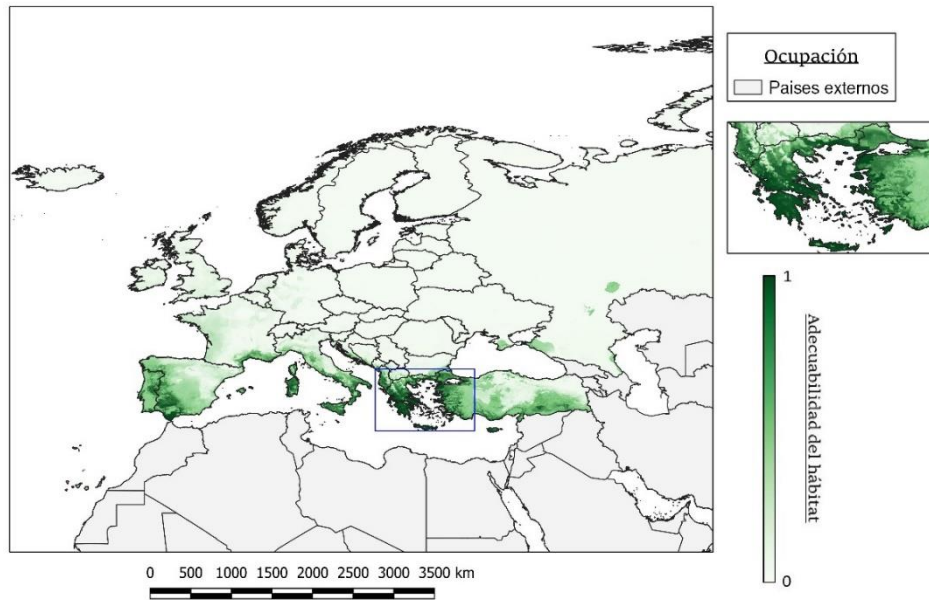
*Aegilops ventricosa*



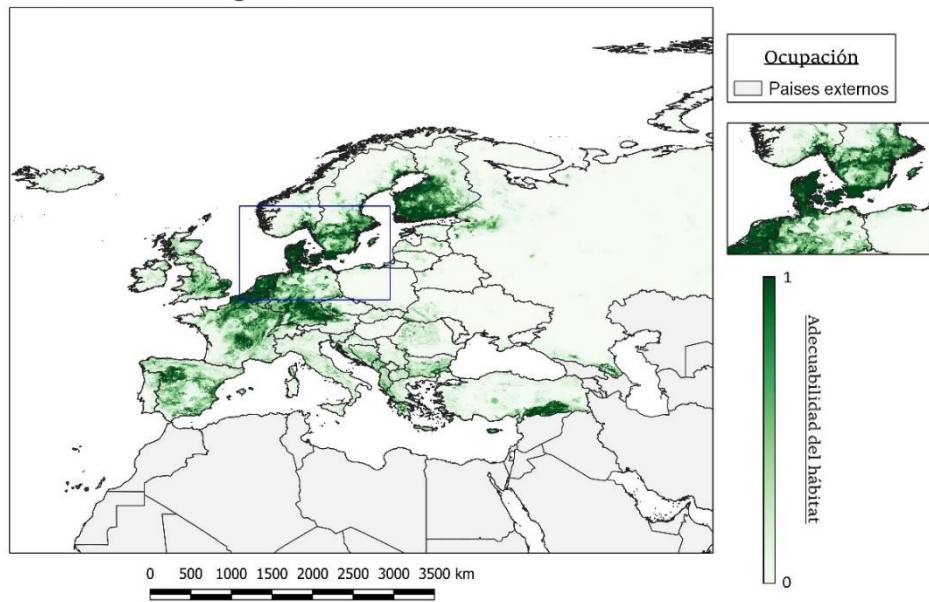
*Agropyron cristatum*

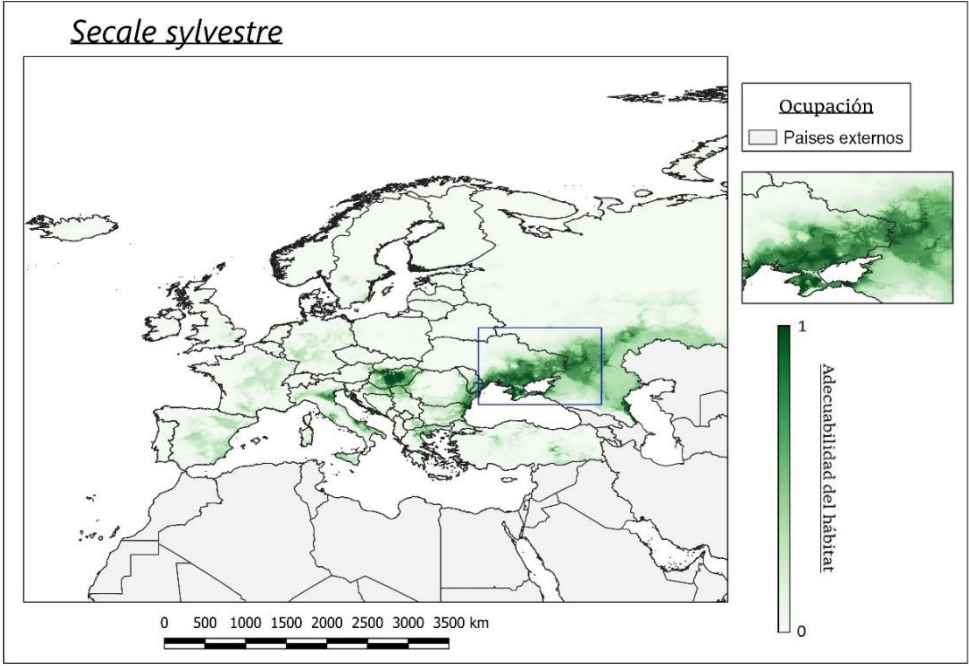


*Hordeum bulbosum*



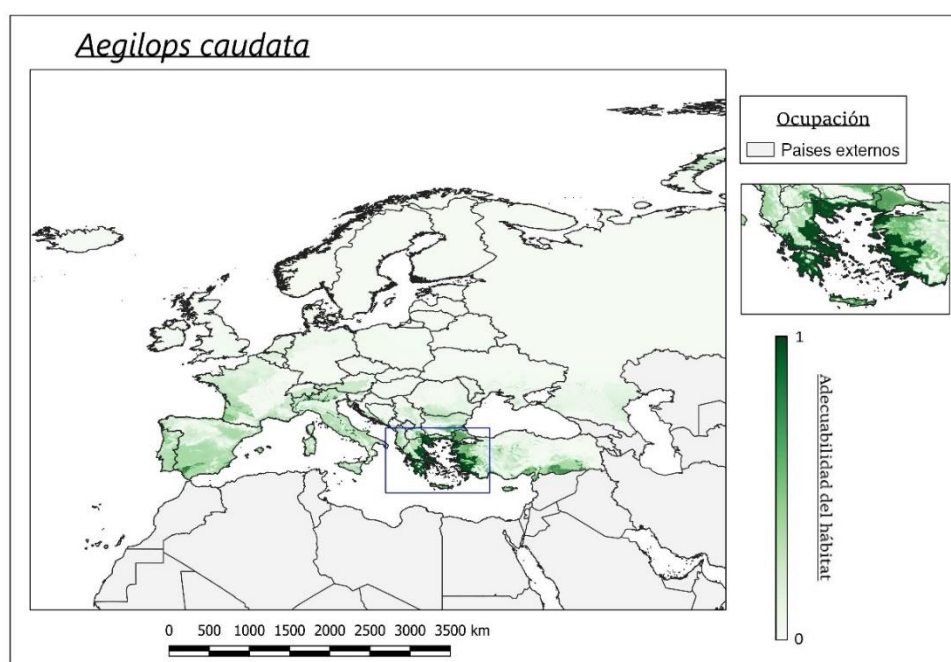
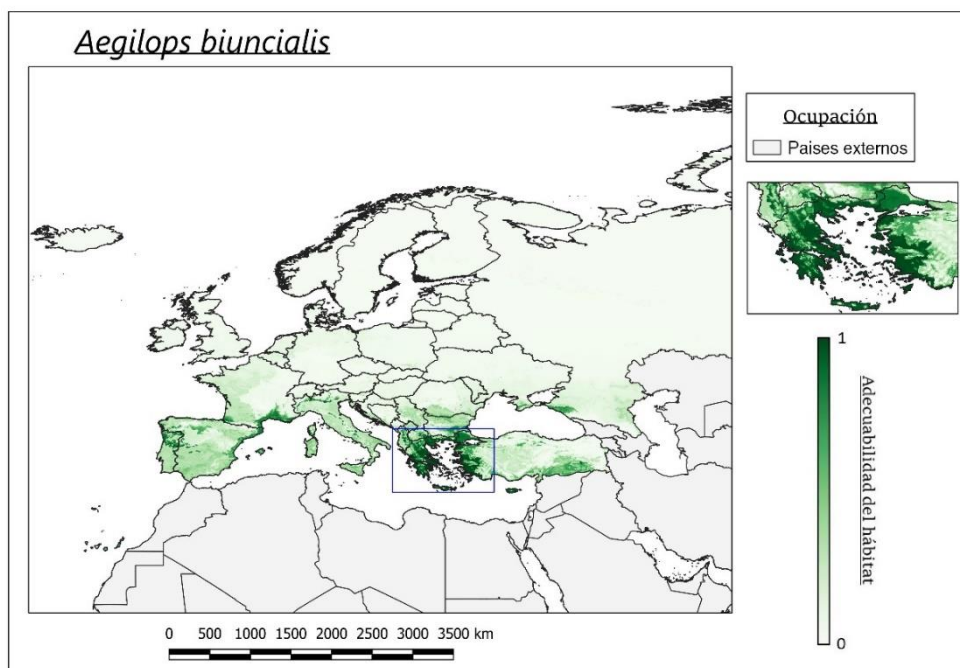
*Hordeum vulgare*



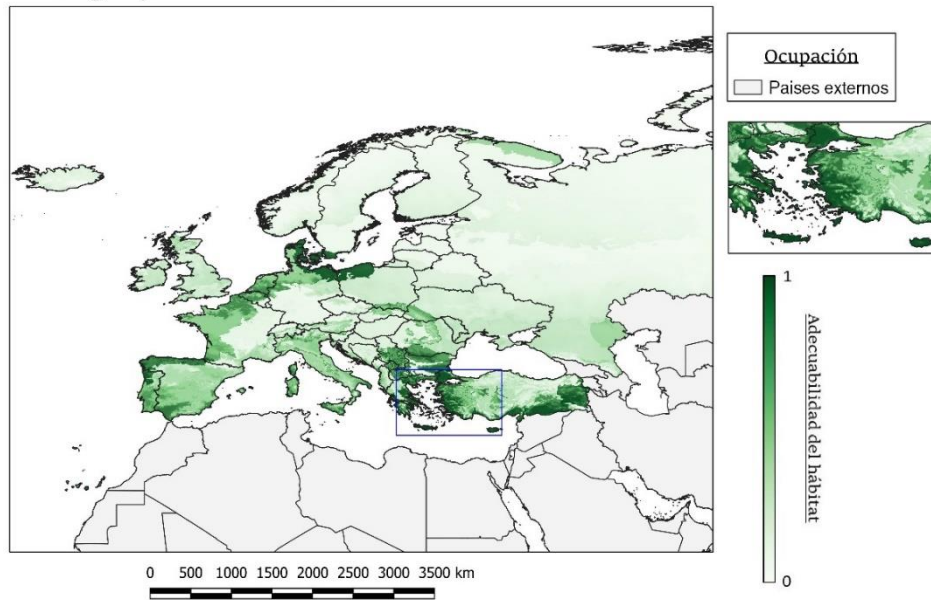


### Anexo 3

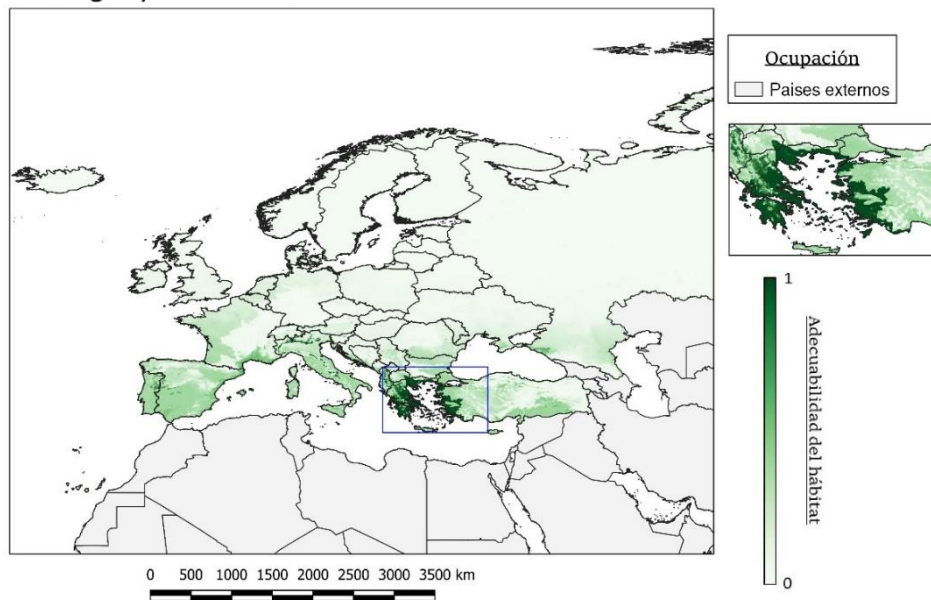
Mapas geográficos del territorio de estudio (Europa + Turquía) donde se representa la cobertura en función de la adecuabilidad del hábitat de las 17 especies de PSC seleccionadas en función de los registros climáticos del escenario futuro RCP 2.6. Los valores de adecuabilidad del hábitat se encuentran en un rango de 0 a 1, donde el 0 representan la mínima adecuabilidad del hábitat (ausencia) y el 1 la máxima adecuabilidad del hábitat (presencia). Al margen se presenta un mapa geográfico ampliado de la región geográfica con mayores valores de adecuabilidad del hábitat.



*Aegilops columnaris*

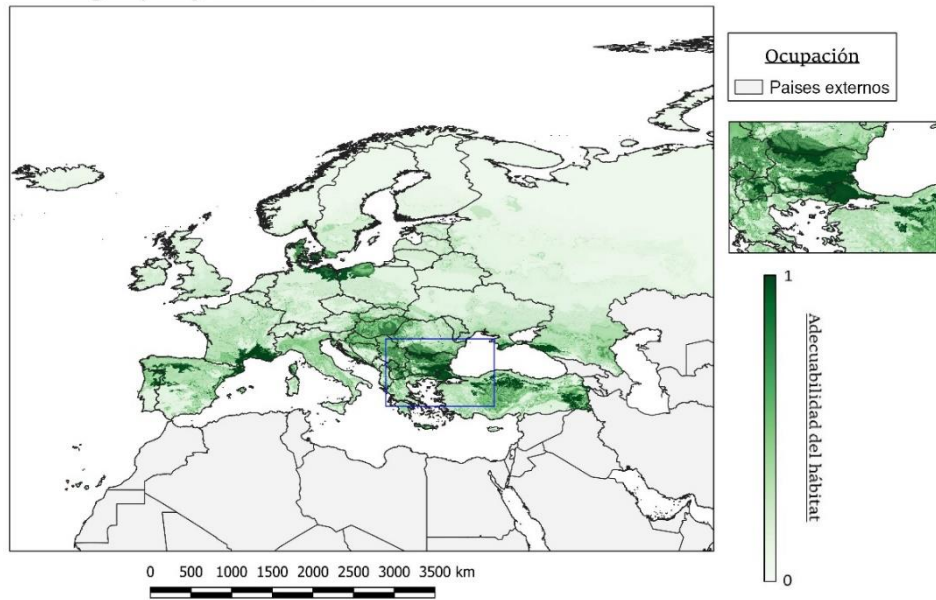


*Aegilops comosa*

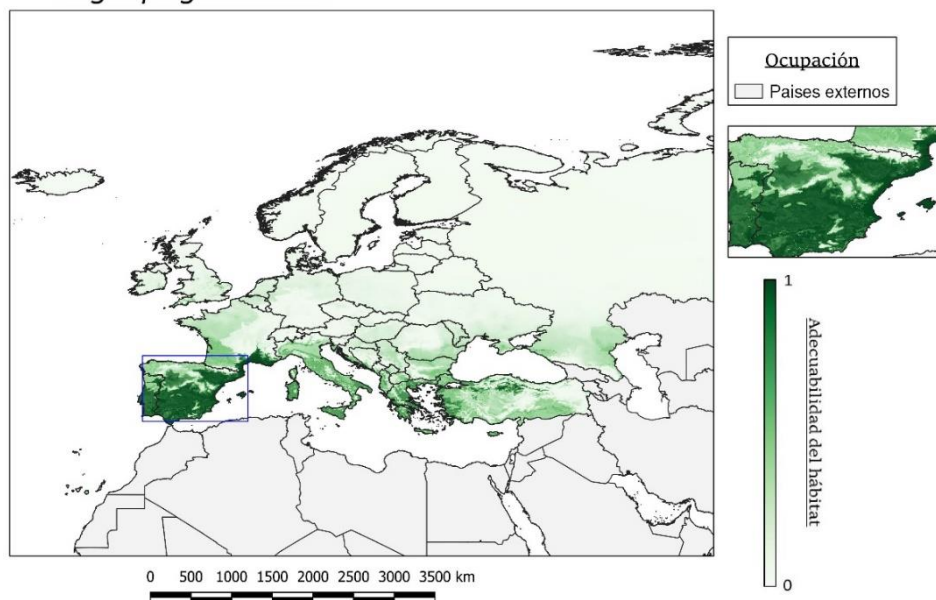




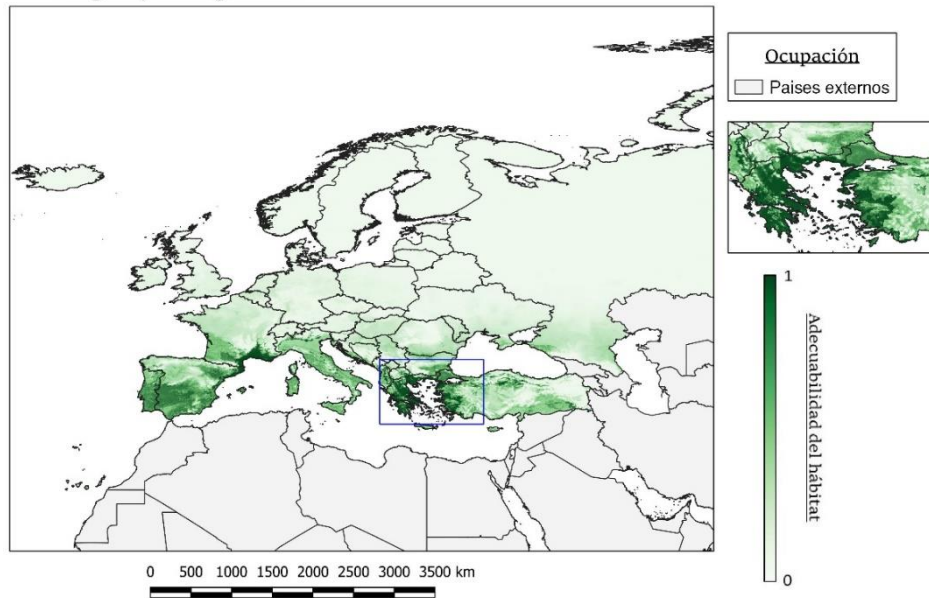
*Aegilops cylindrica*



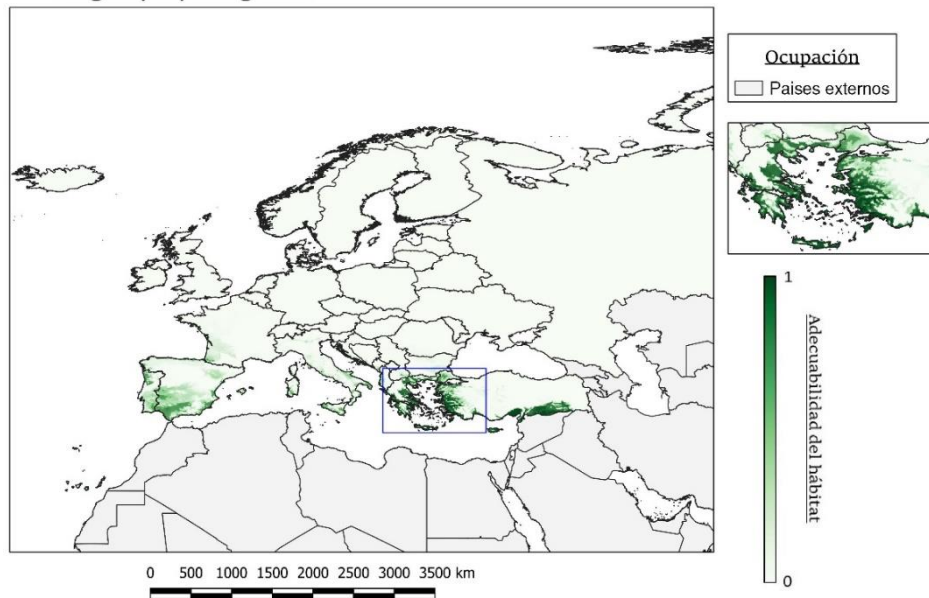
*Aegilops geniculata*



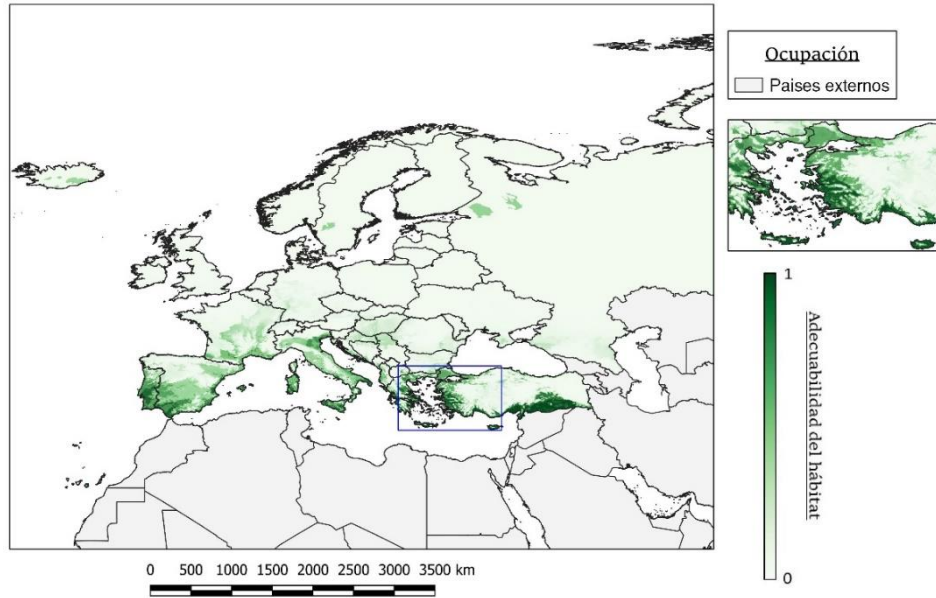
*Aegilops neglecta*



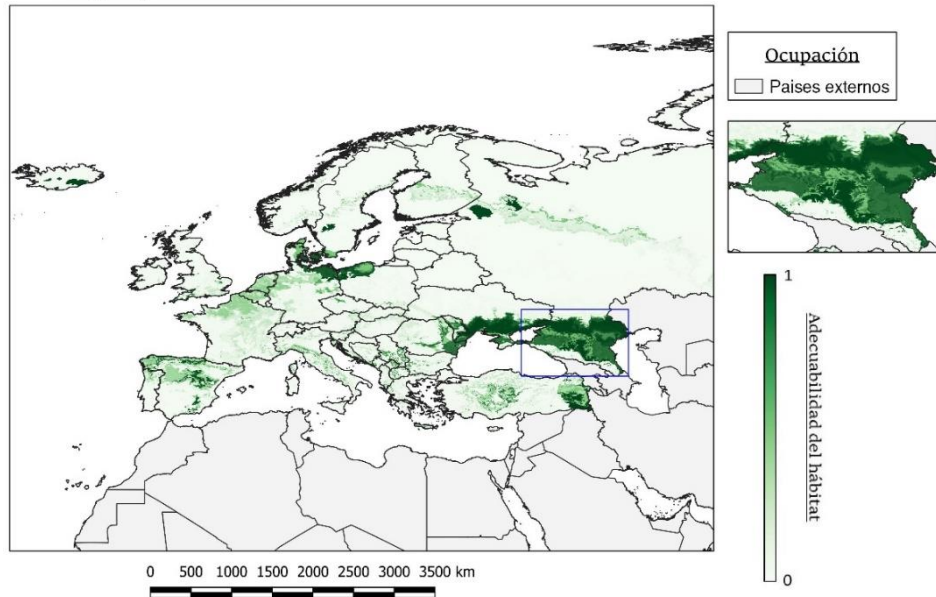
*Aegilops peregrina*



*Aegilops speltoides*

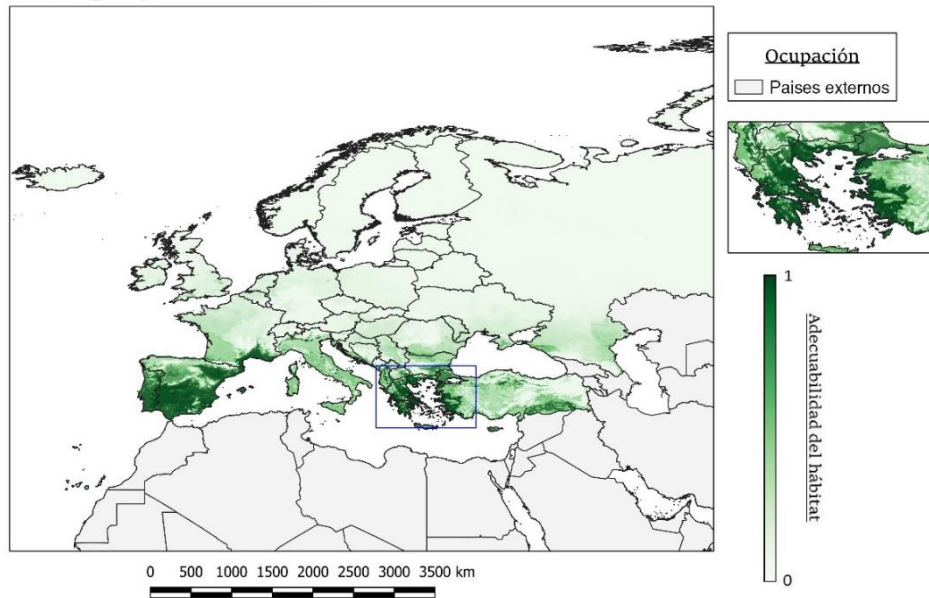


*Aegilops tauschii*

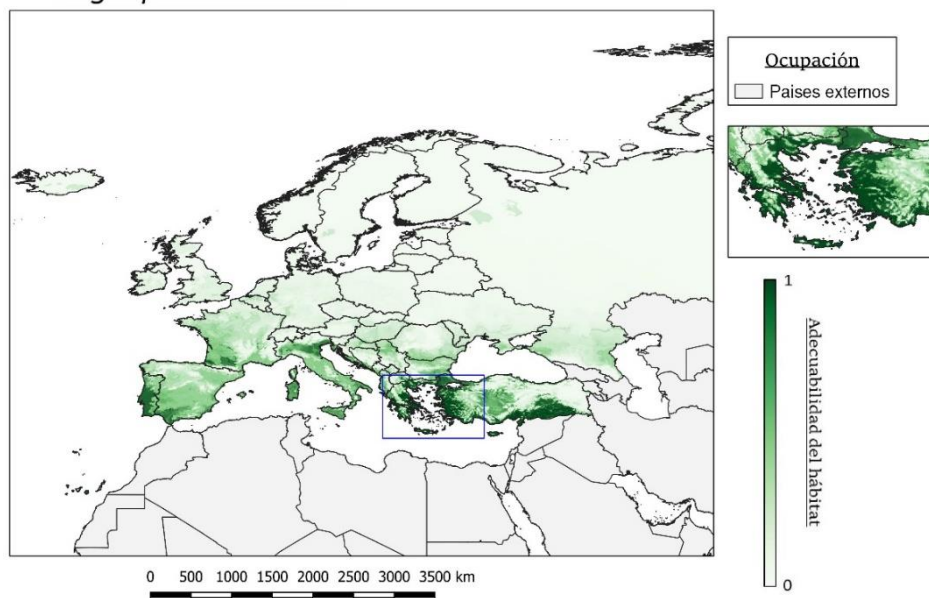




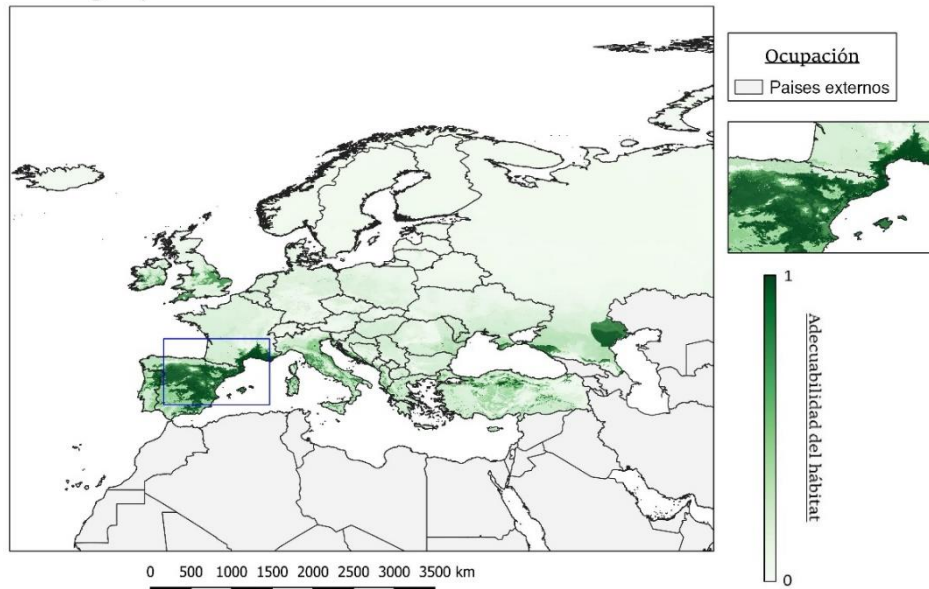
*Aegilops triuncialis*



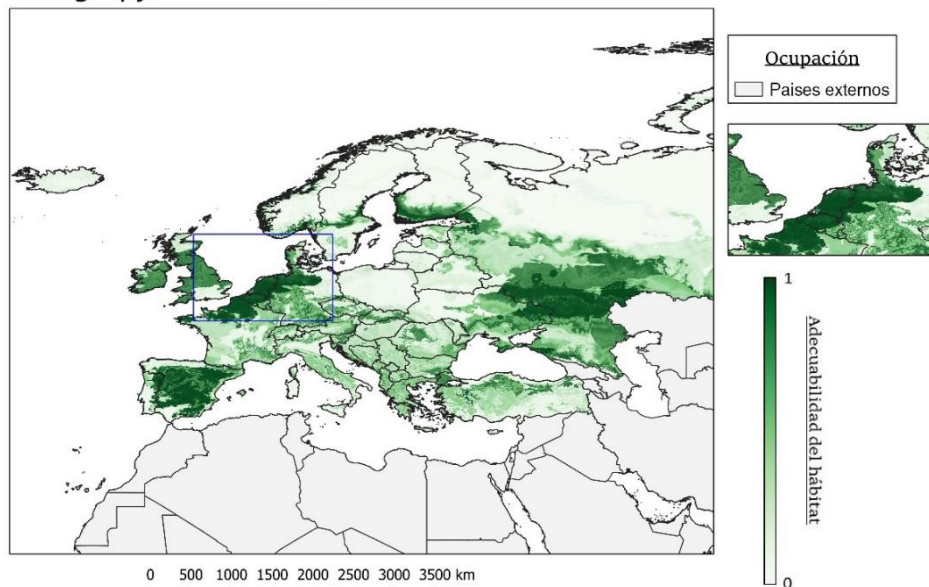
*Aegilops umbellulata*



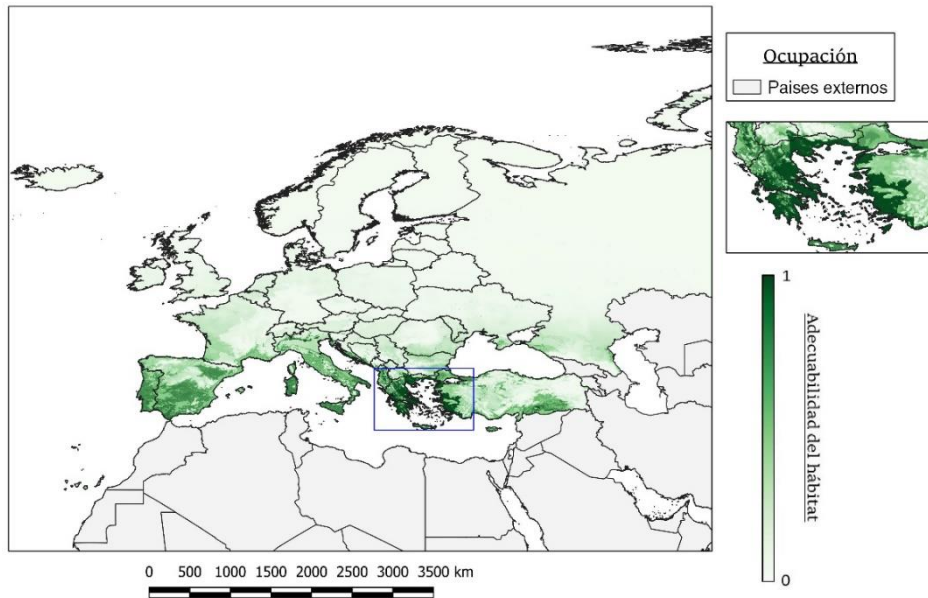
*Aegilops ventricosa*



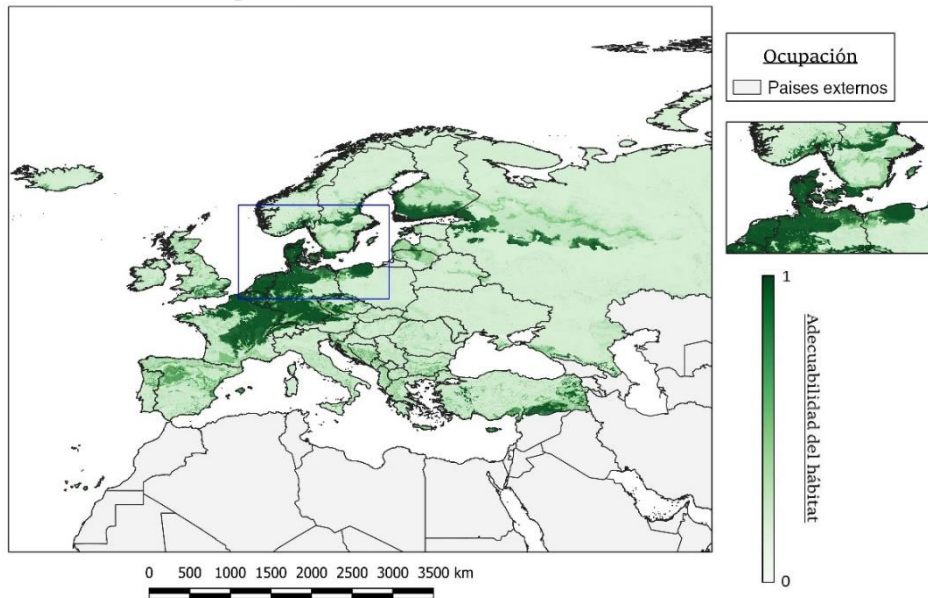
*Agropyron cristatum*



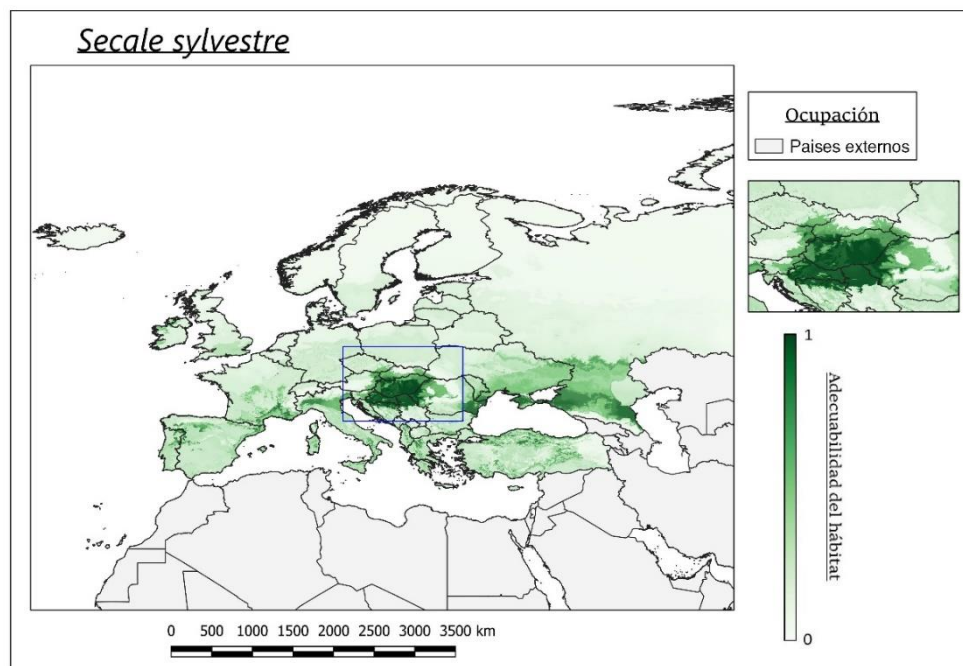
*Hordeum bulbosum*



*Hordeum vulgare*

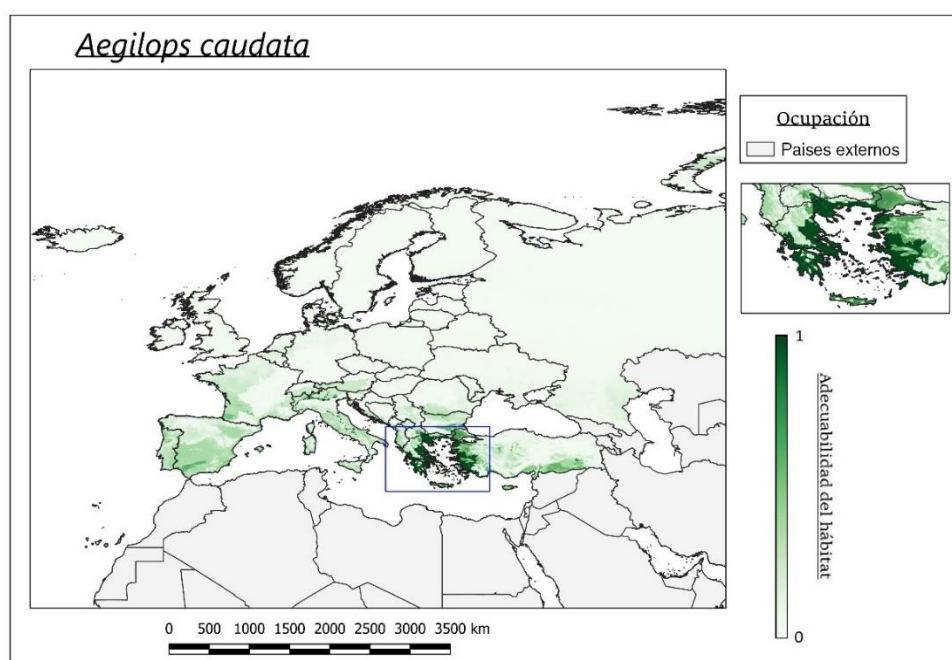
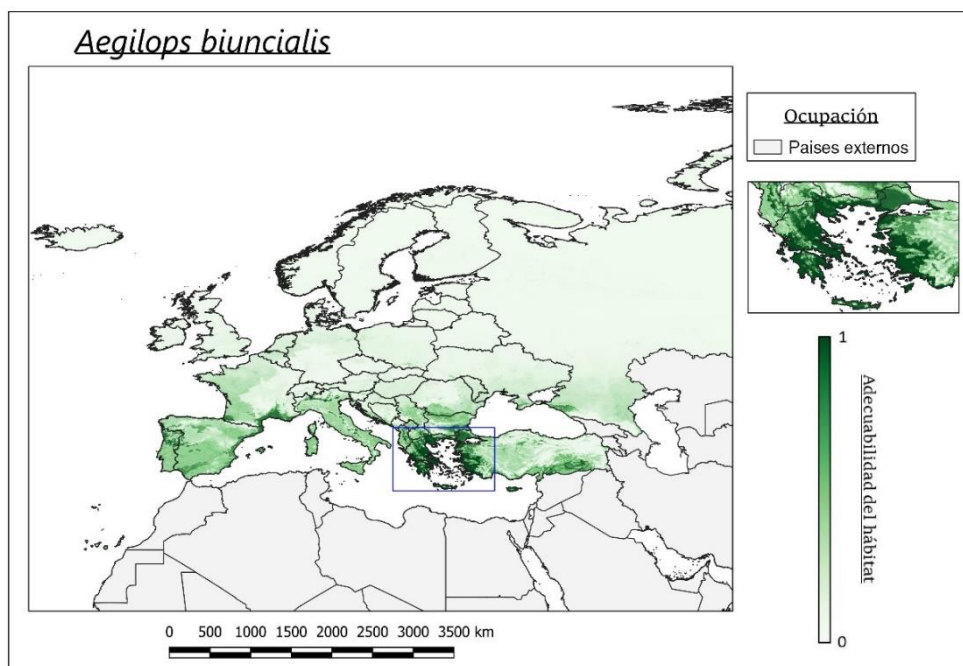


*Secale sylvestre*



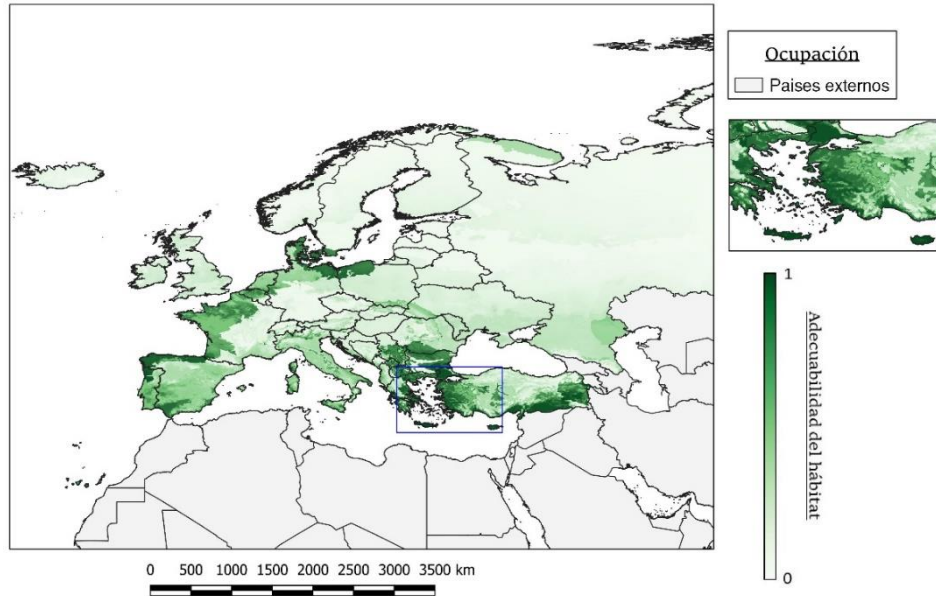
#### Anexo 4

Mapas geográficos del territorio de estudio (Europa + Turquía) donde se representa la cobertura en función de la adecuabilidad del hábitat de las 17 especies de PSC seleccionadas en función de los registros climáticos del escenario futuro RCP 8.5. Los valores de adecuabilidad del hábitat se encuentran en un rango de 0 a 1, donde el 0 representan la mínima adecuabilidad del hábitat (ausencia) y el 1 la máxima adecuabilidad del hábitat (presencia). Al margen se presenta un mapa geográfico ampliado de la región geográfica con mayores valores de adecuabilidad del hábitat.

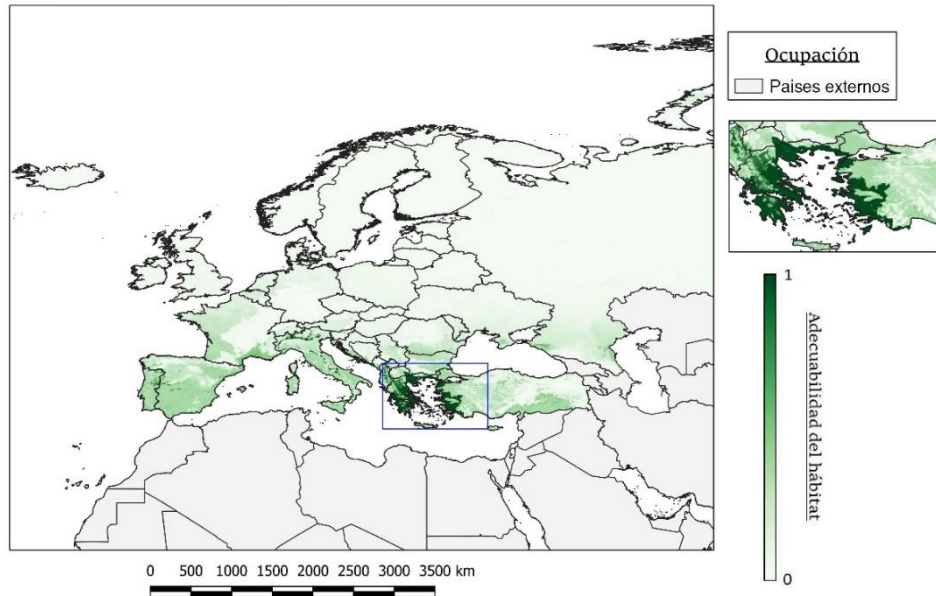




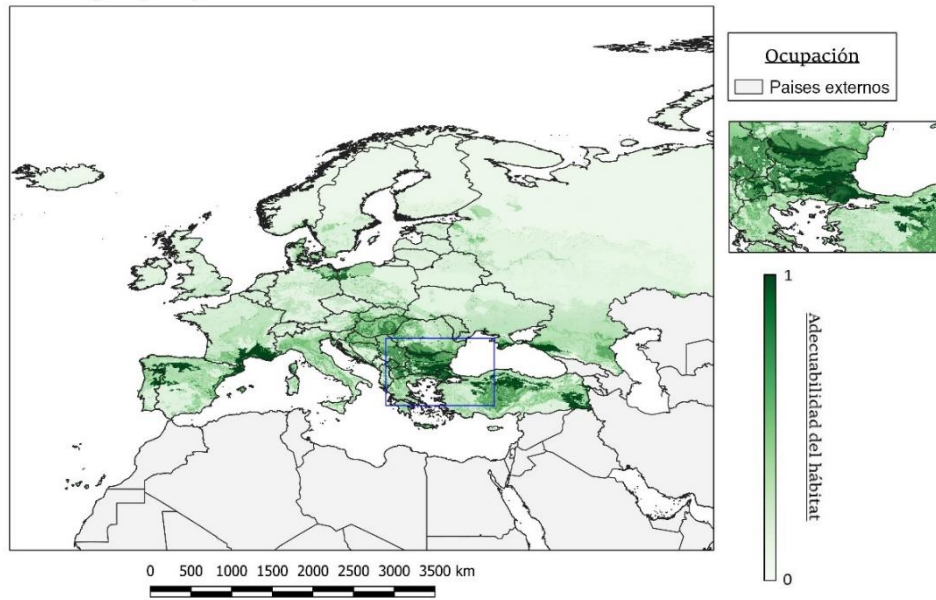
*Aegilops columnaris*



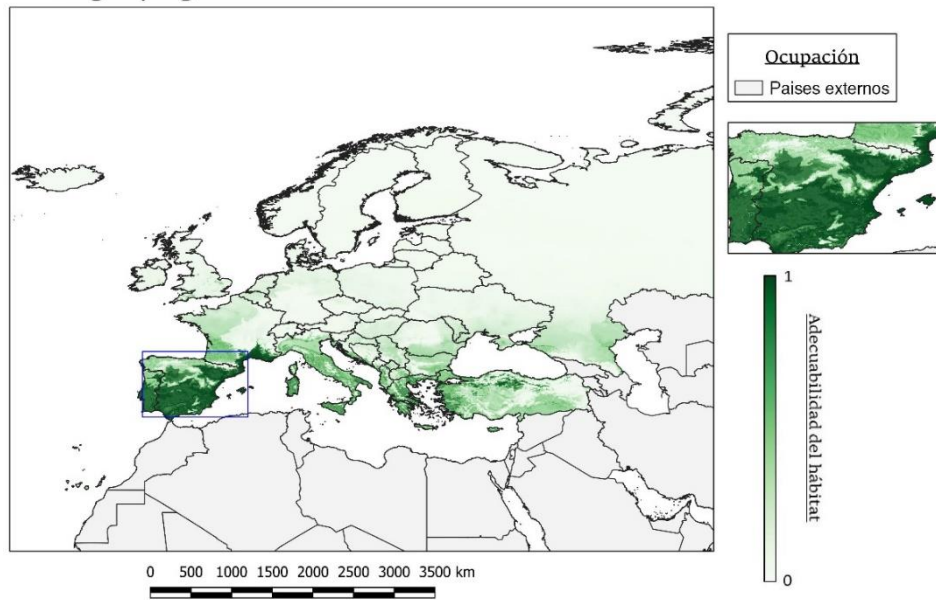
*Aegilops comosa*



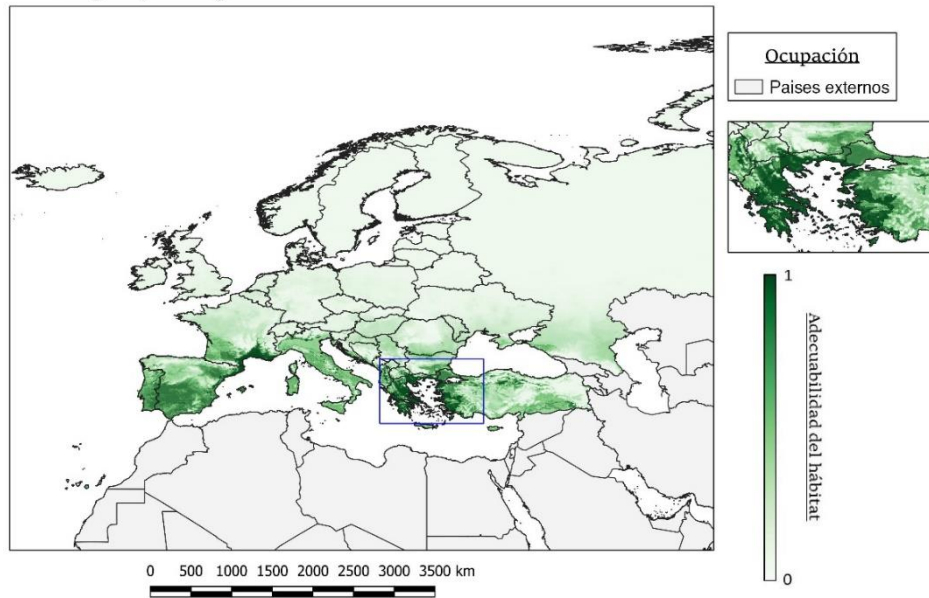
*Aegilops cylindrica*



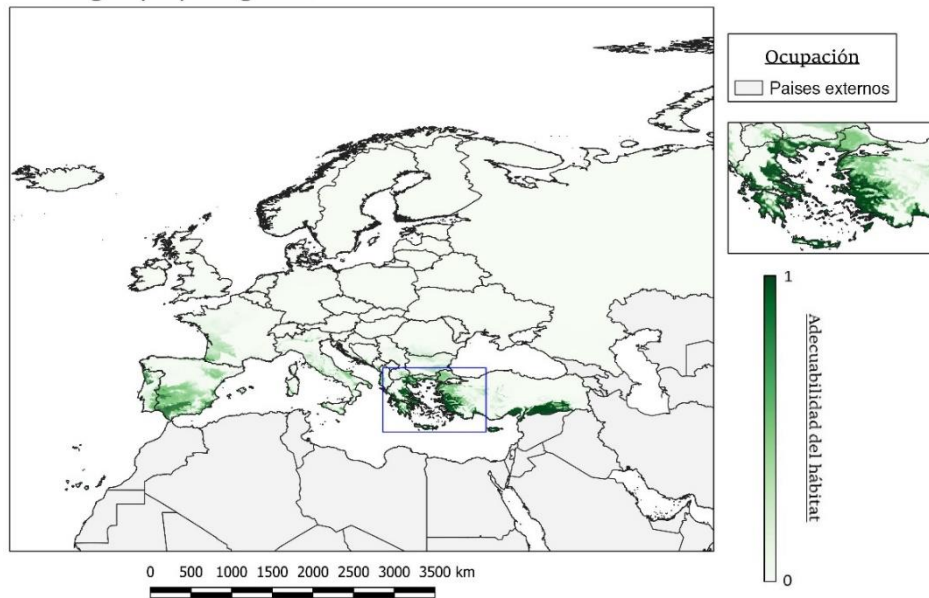
*Aegilops geniculata*



*Aegilops neglecta*

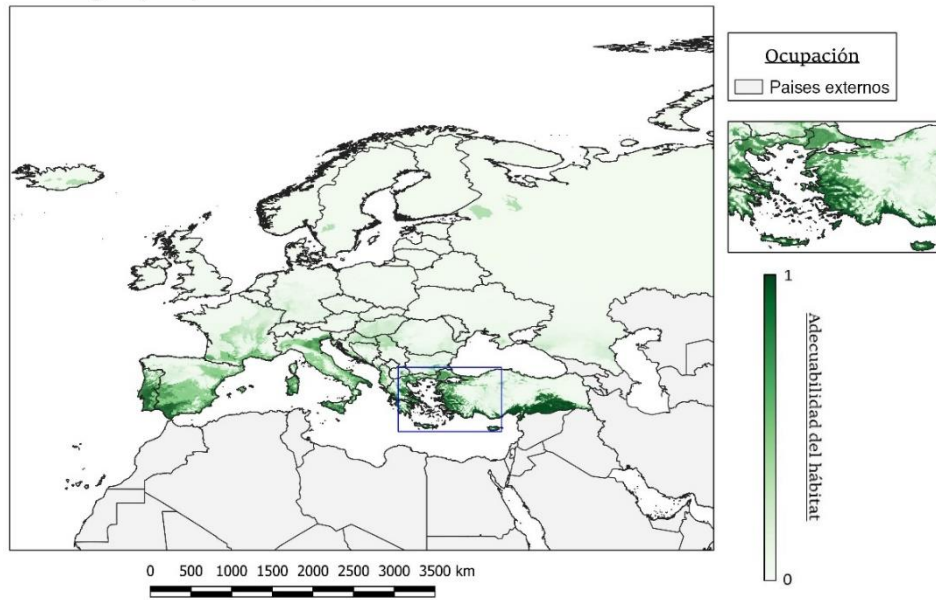


*Aegilops peregrina*

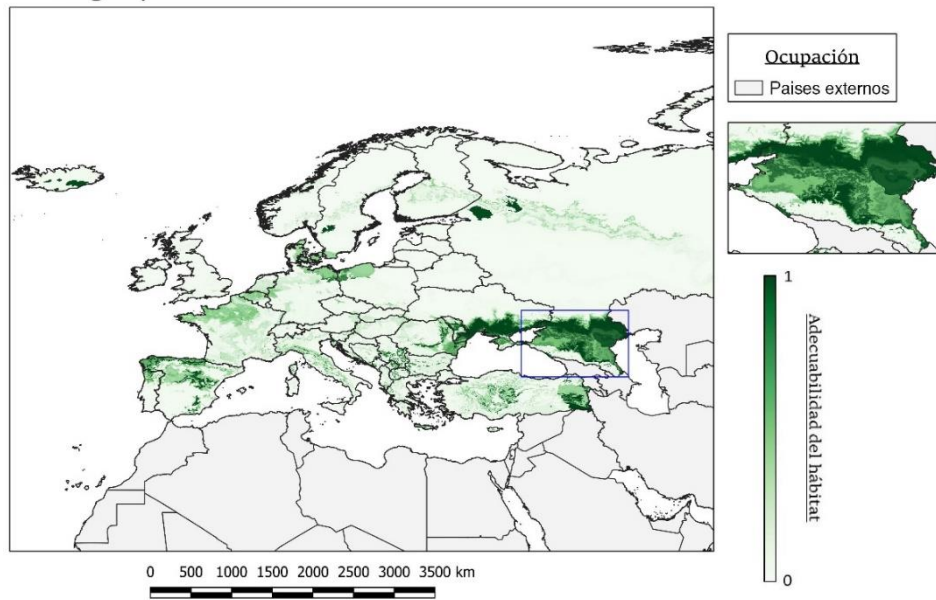




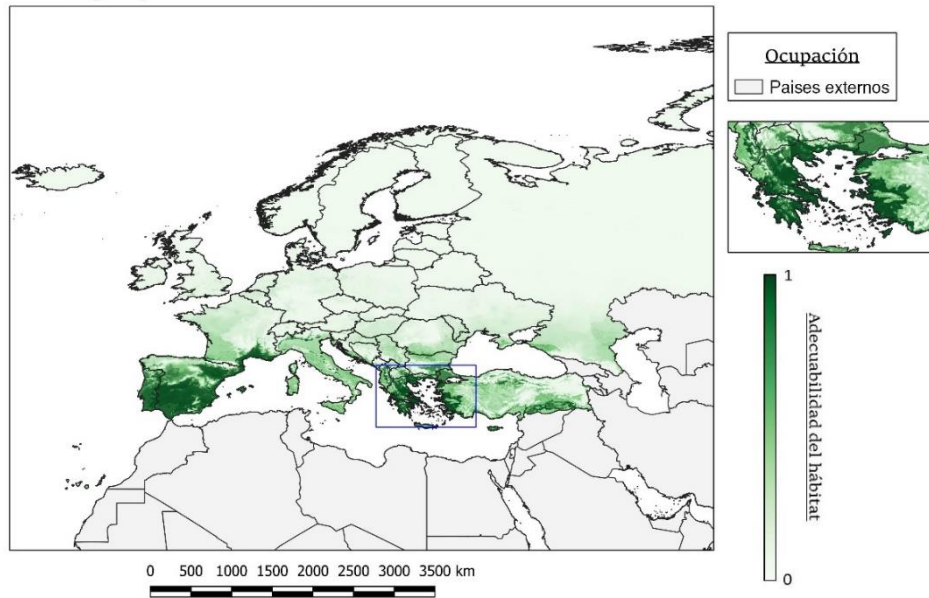
*Aegilops speltoides*



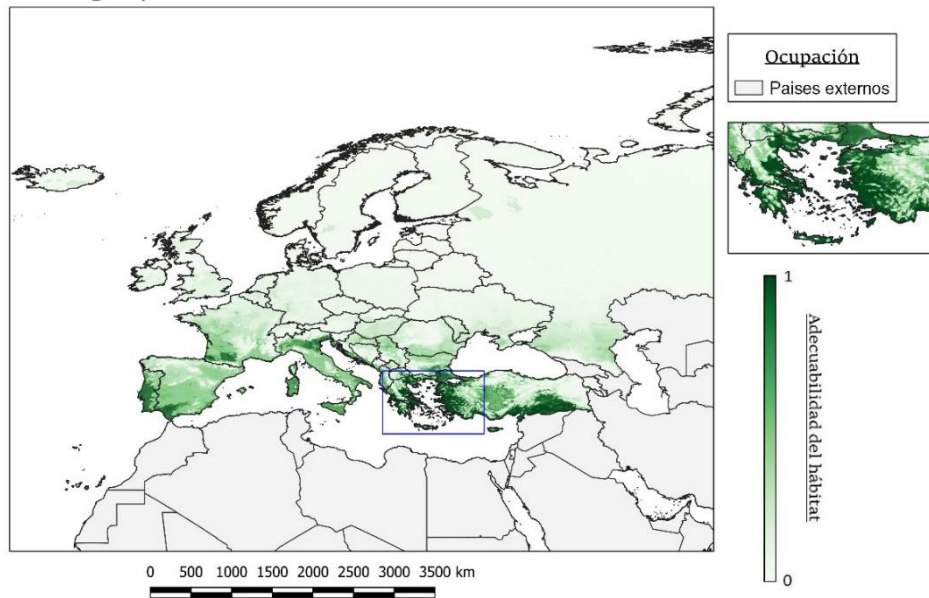
*Aegilops tauschii*



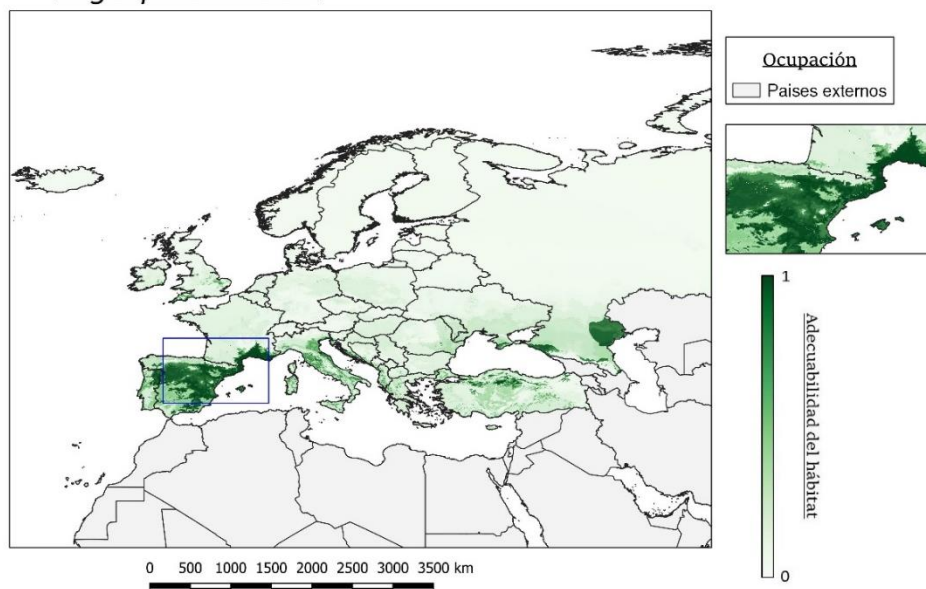
*Aegilops triuncialis*



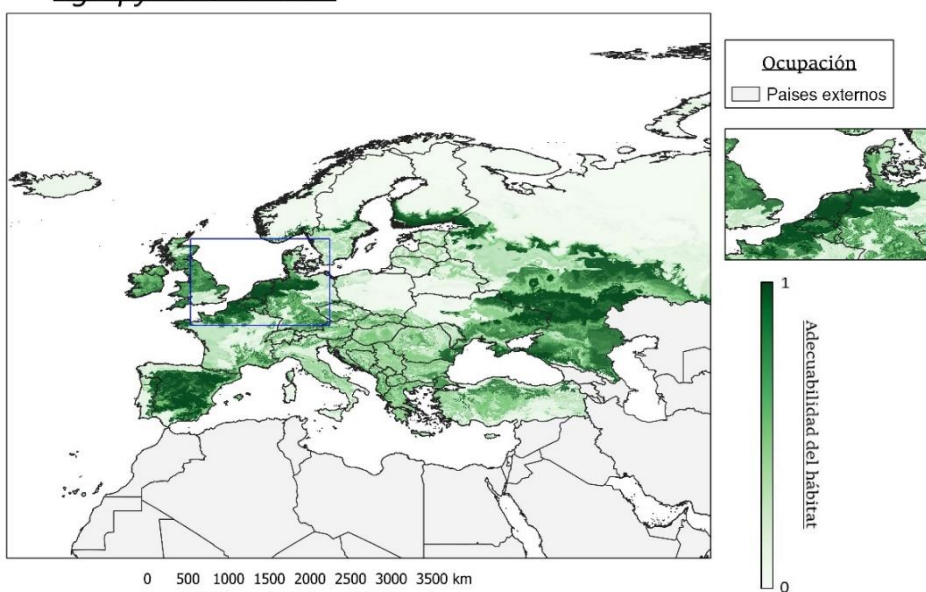
*Aegilops umbellulata*



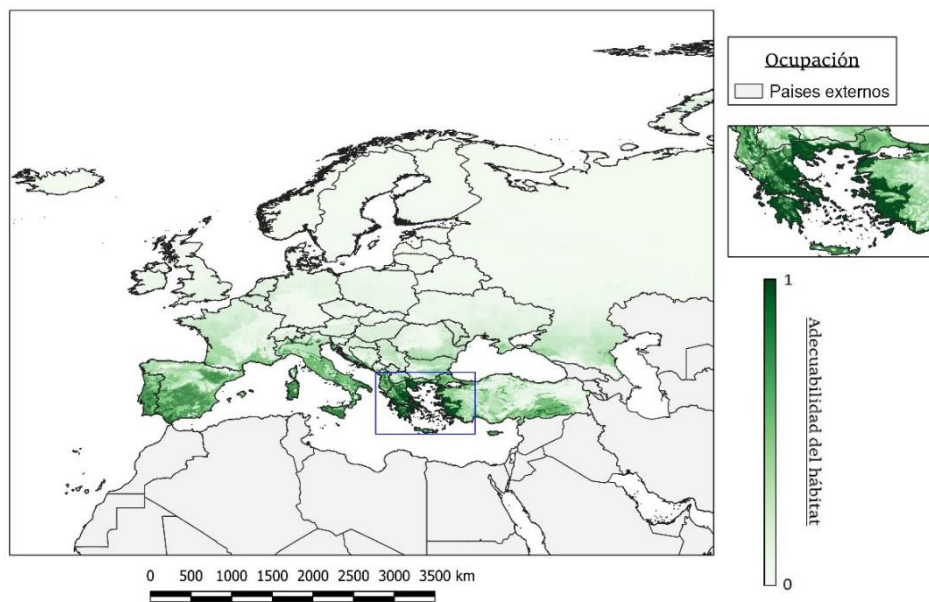
*Aegilops ventricosa*



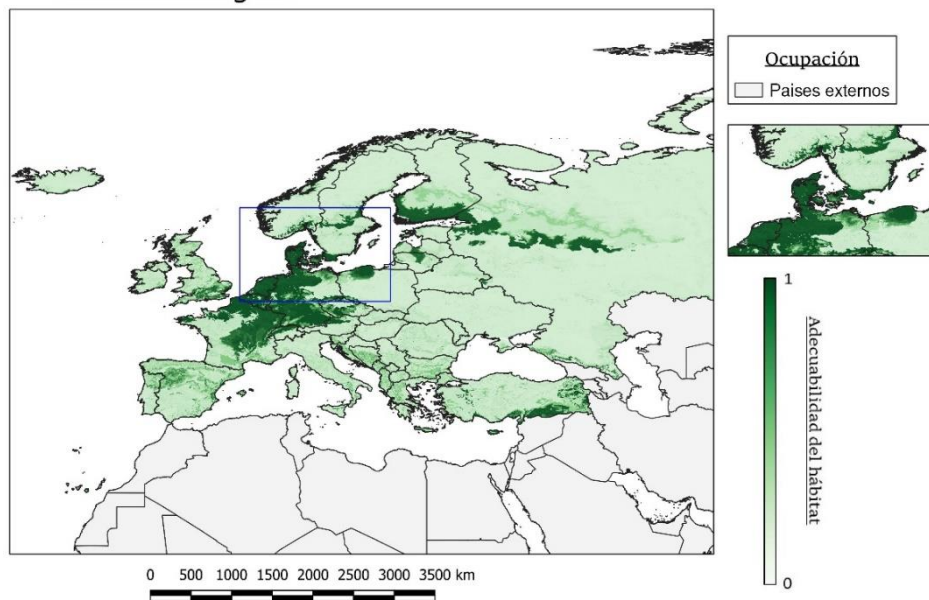
*Agropyron cristatum*



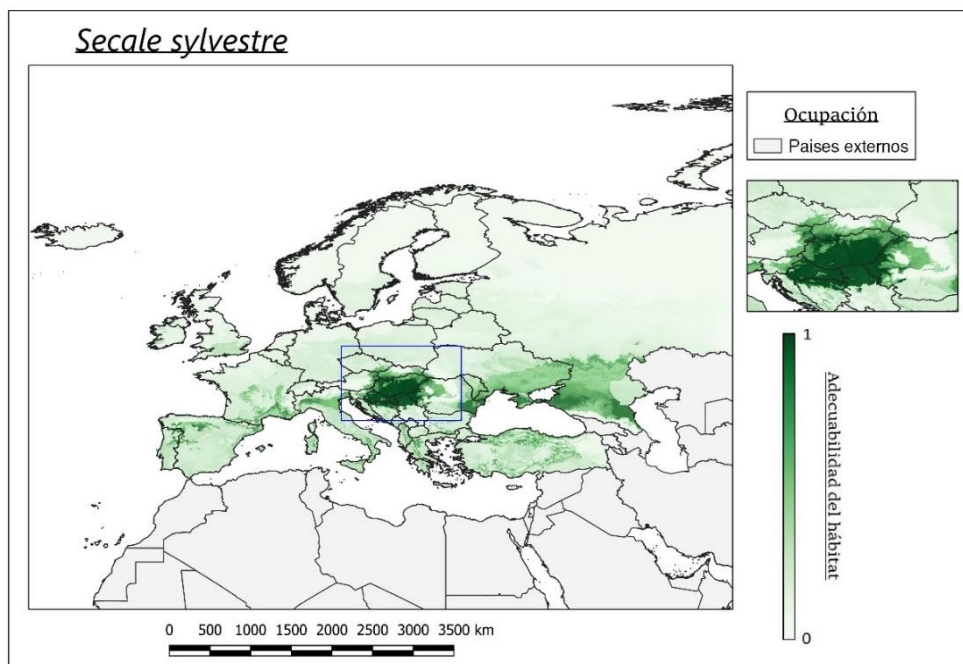
### *Hordeum bulbosum*



### *Hordeum vulgare*



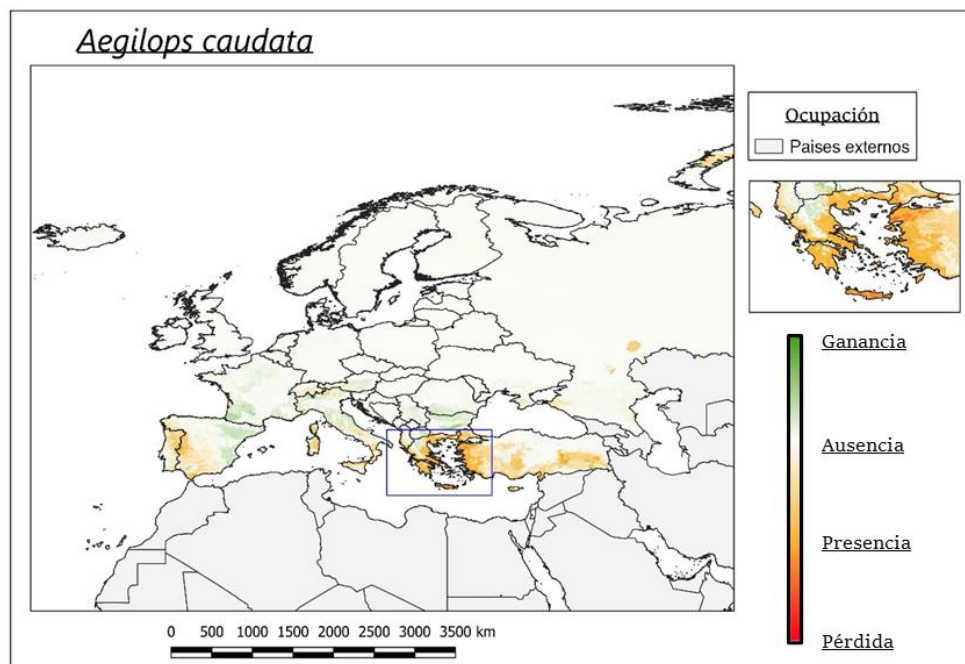
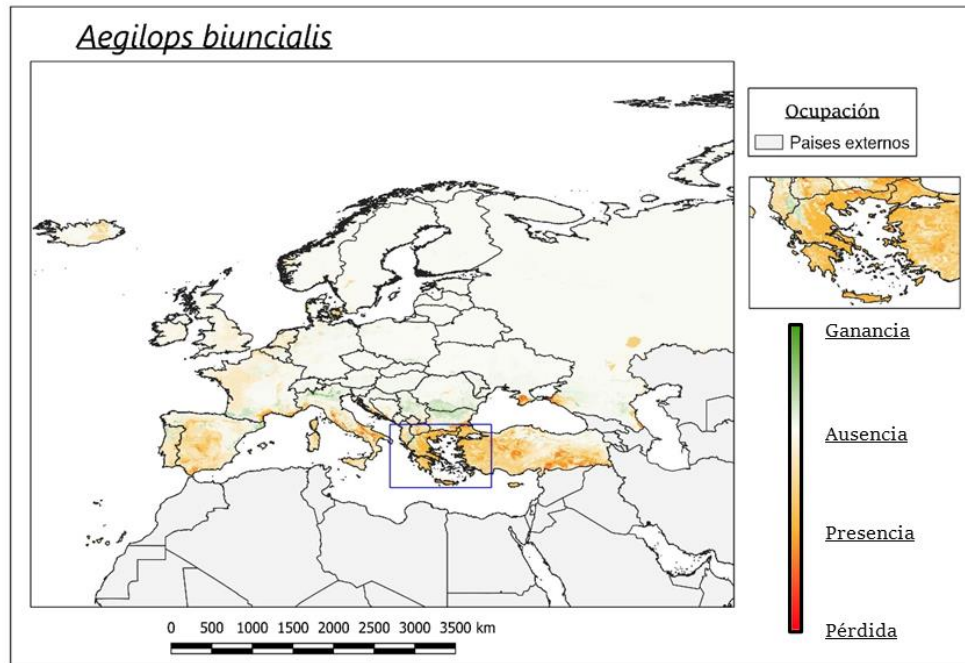
*Secale sylvestre*





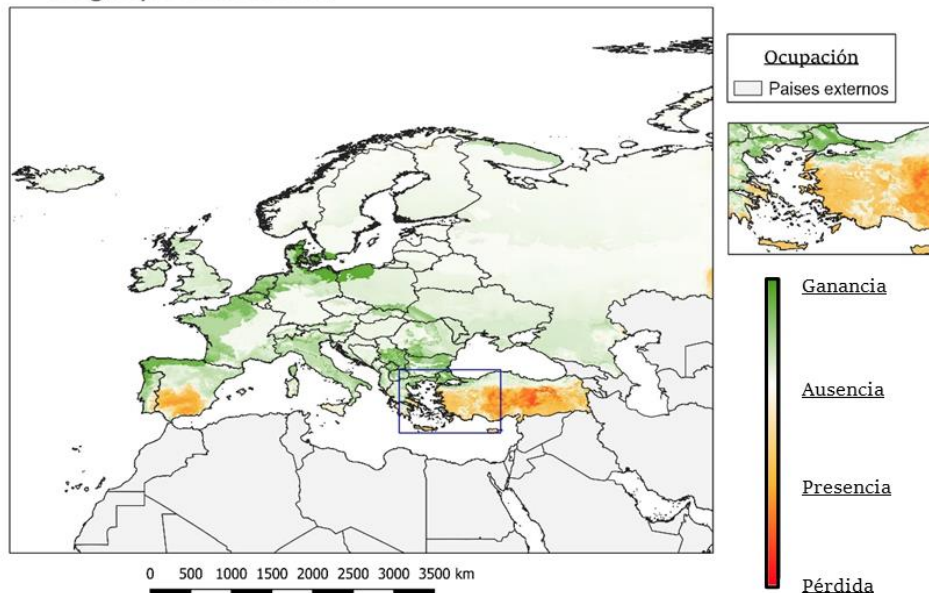
## Anexo 5

Mapas geográficos del territorio de estudio (Europa + Turquía) donde se representa la cobertura en función de la pérdida, presencia, ausencia y ganancia del hábitat de las 17 especies de PSC seleccionadas en función de los mapas de cobertura de adecuabilidad del hábitat del escenario actual y futuro 2.6. Al margen se presenta un mapa geográfico ampliado de la región geográfica con mayor variación de adecuabilidad del hábitat.

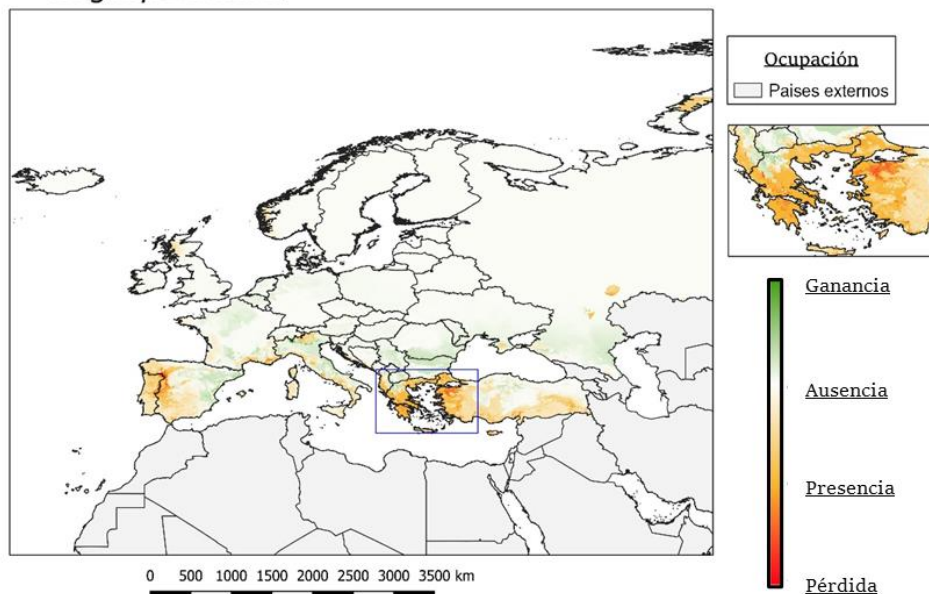




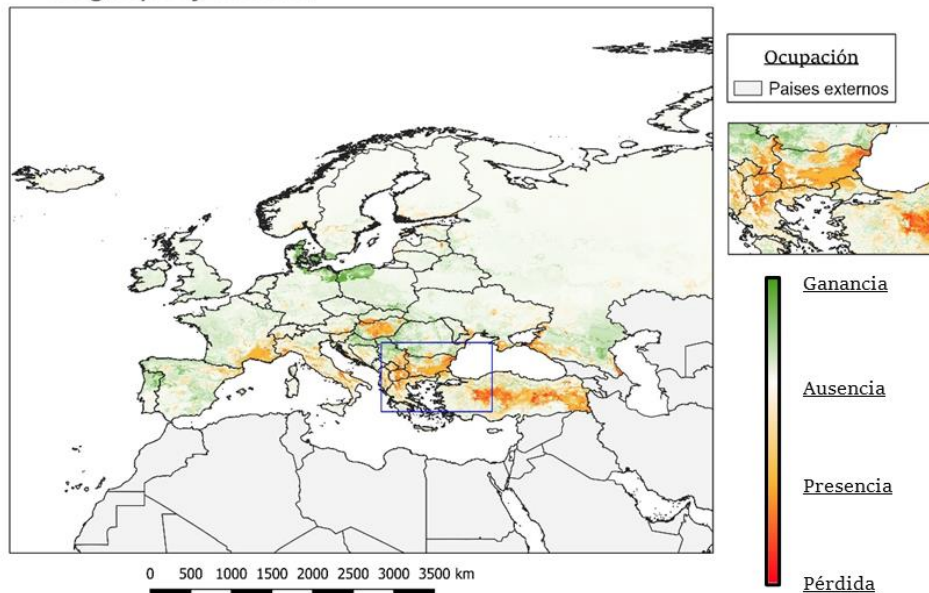
*Aegilops columnaris*



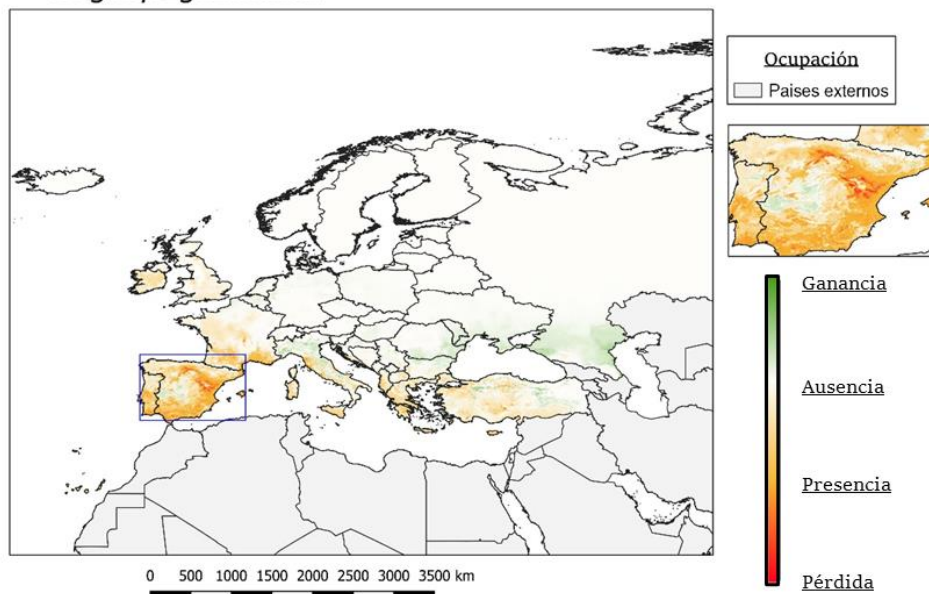
*Aegilops comosa*



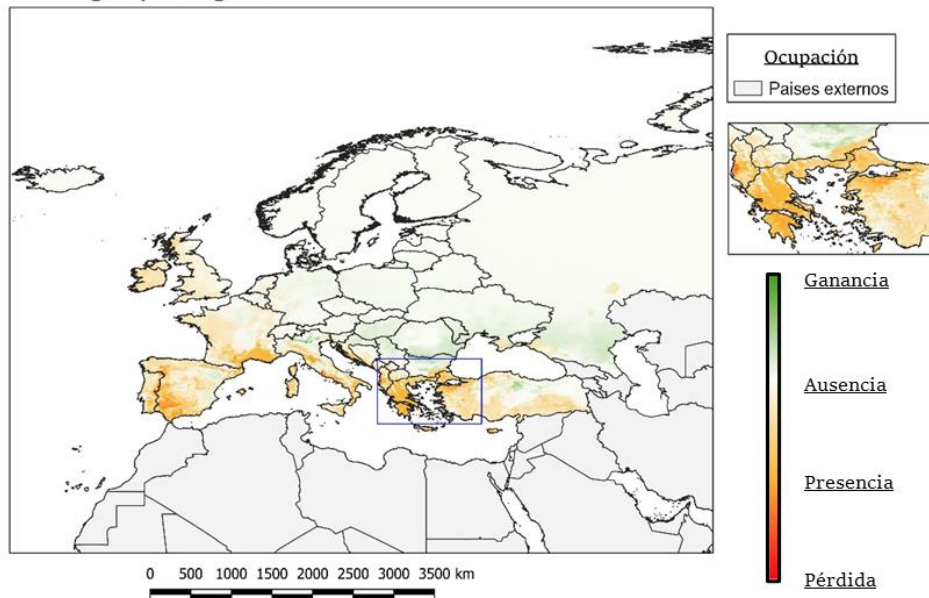
*Aegilops cylindrica*



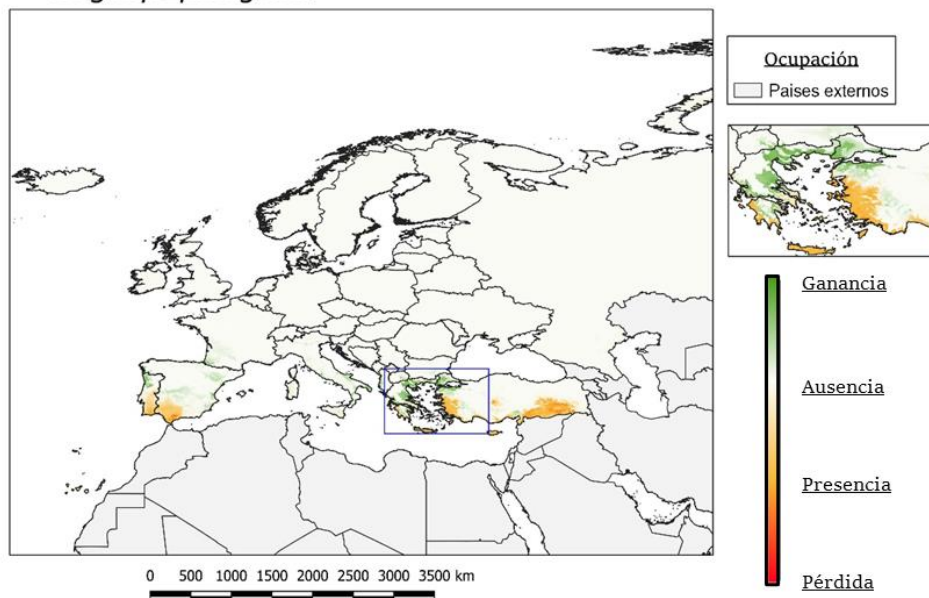
*Aegilops geniculata*



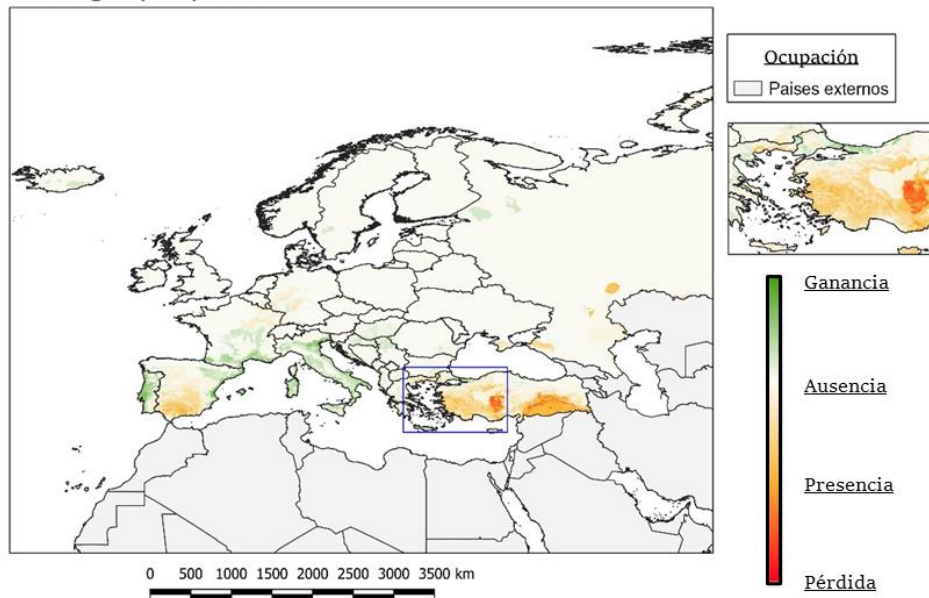
### *Aegilops neglecta*



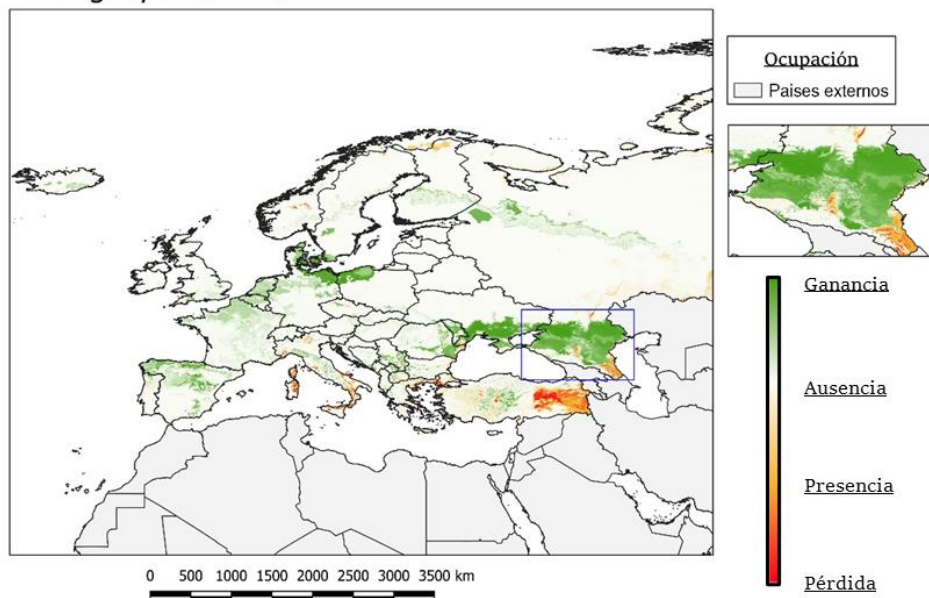
### *Aegilops peregrina*



*Aegilops speltoides*

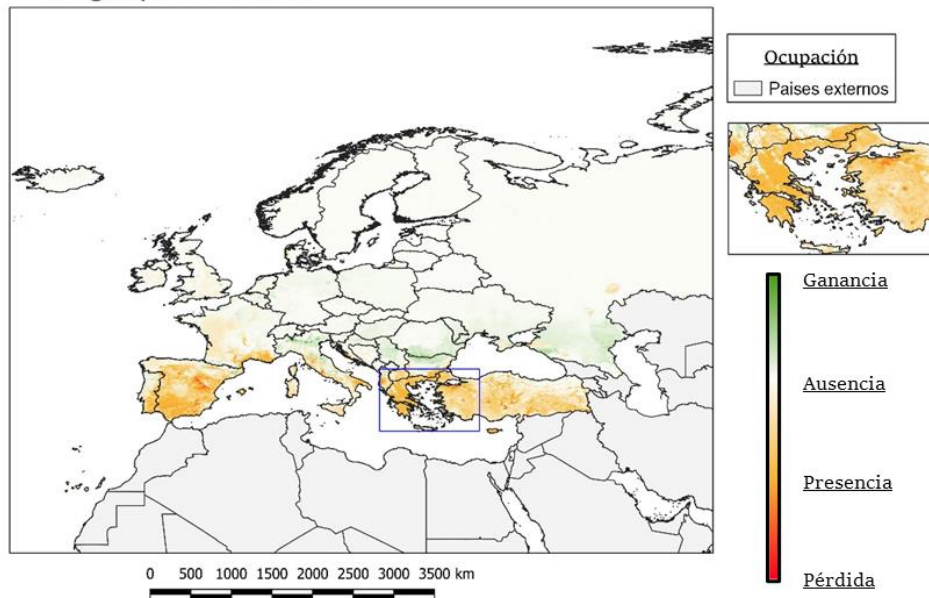


*Aegilops tauschii*

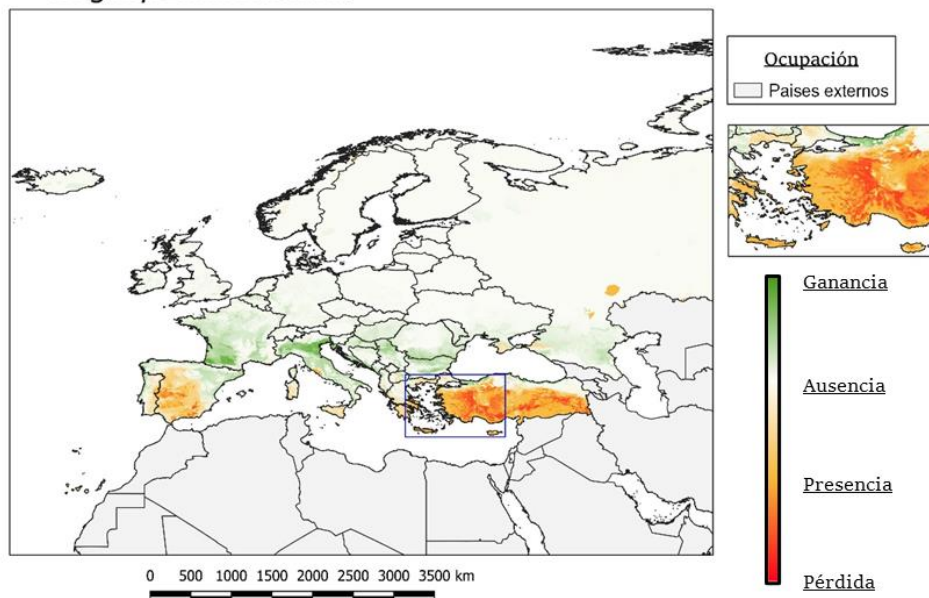




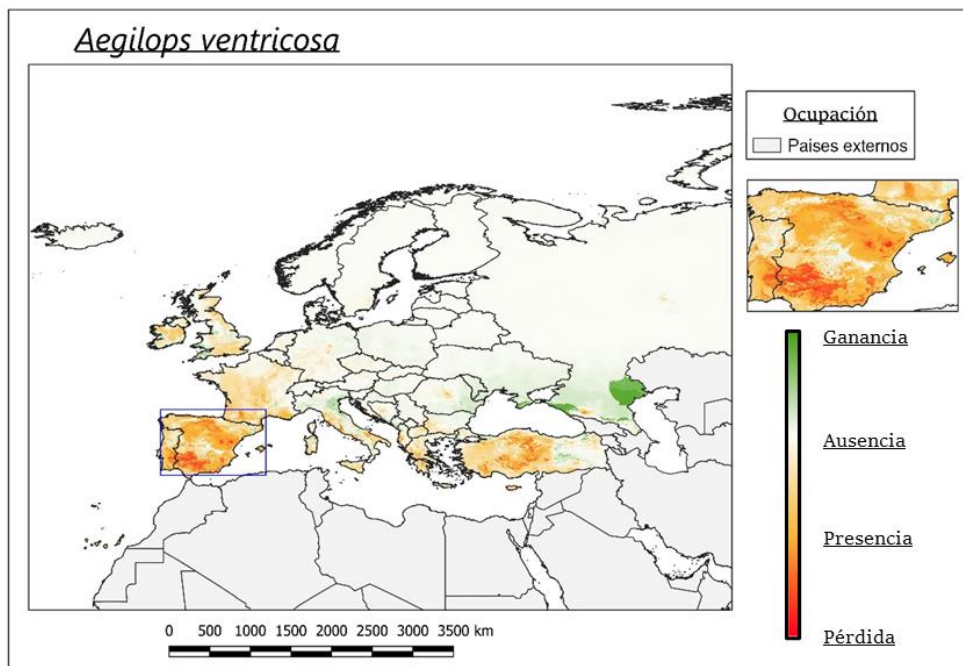
*Aegilops triuncialis*



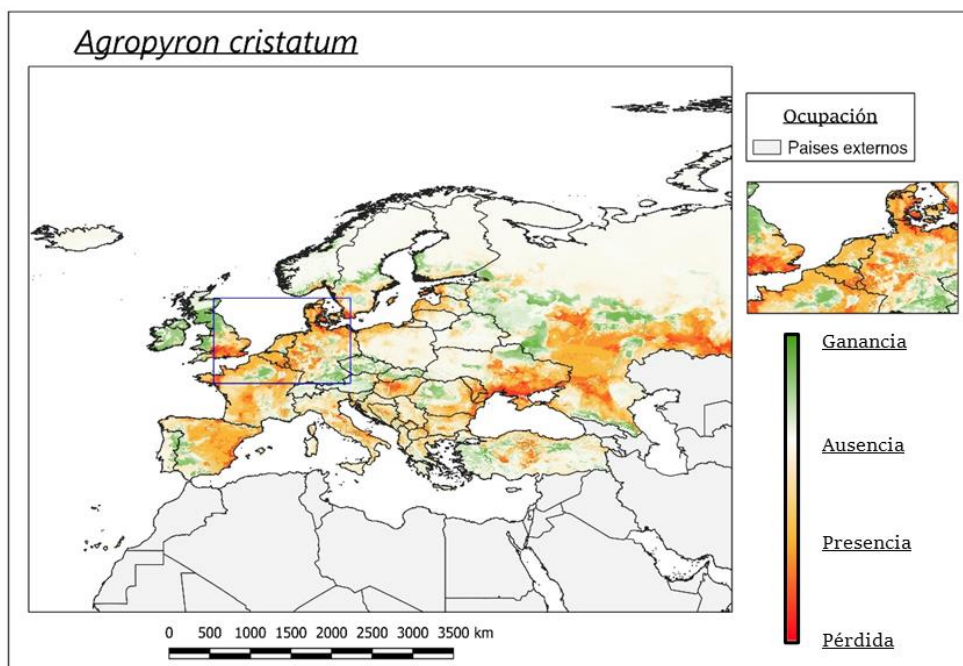
*Aegilops umbellulata*



*Aegilops ventricosa*

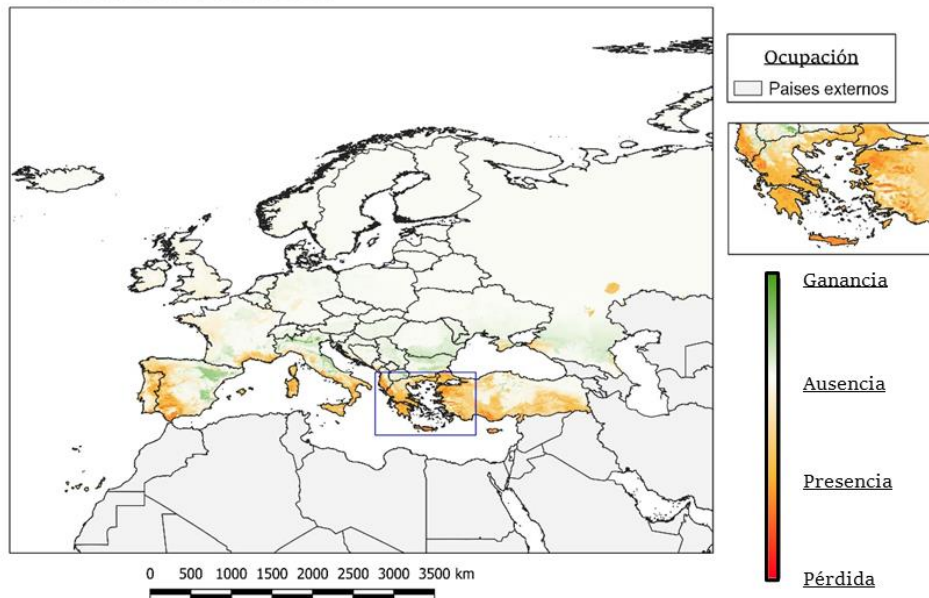


*Agropyron cristatum*

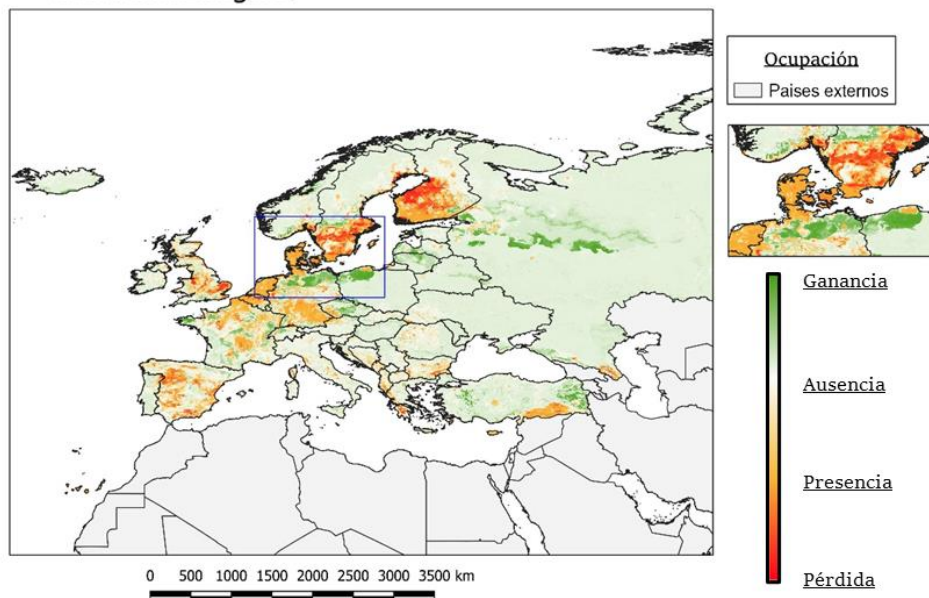




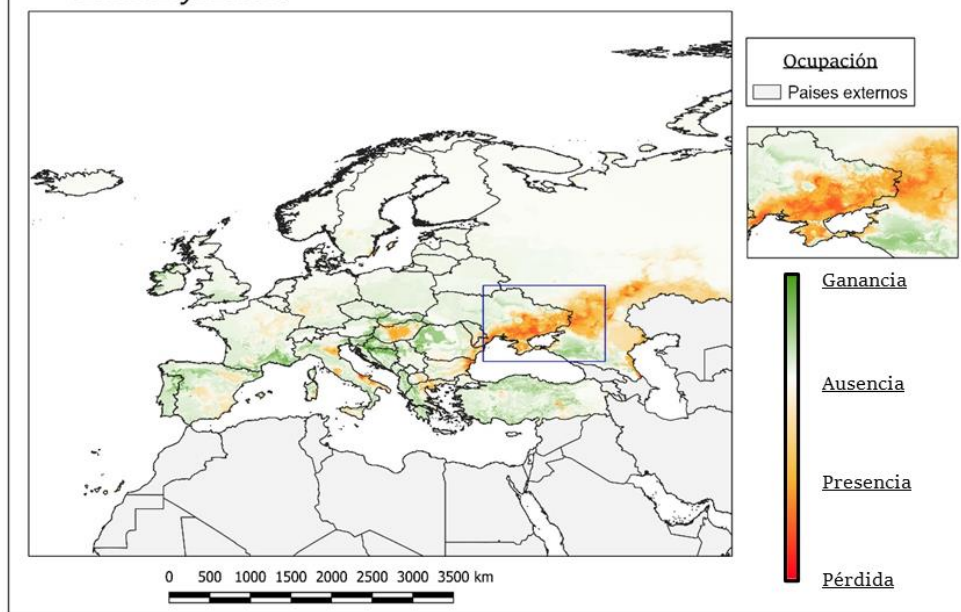
### *Hordeum bulbosum*



### *Hordeum vulgare*

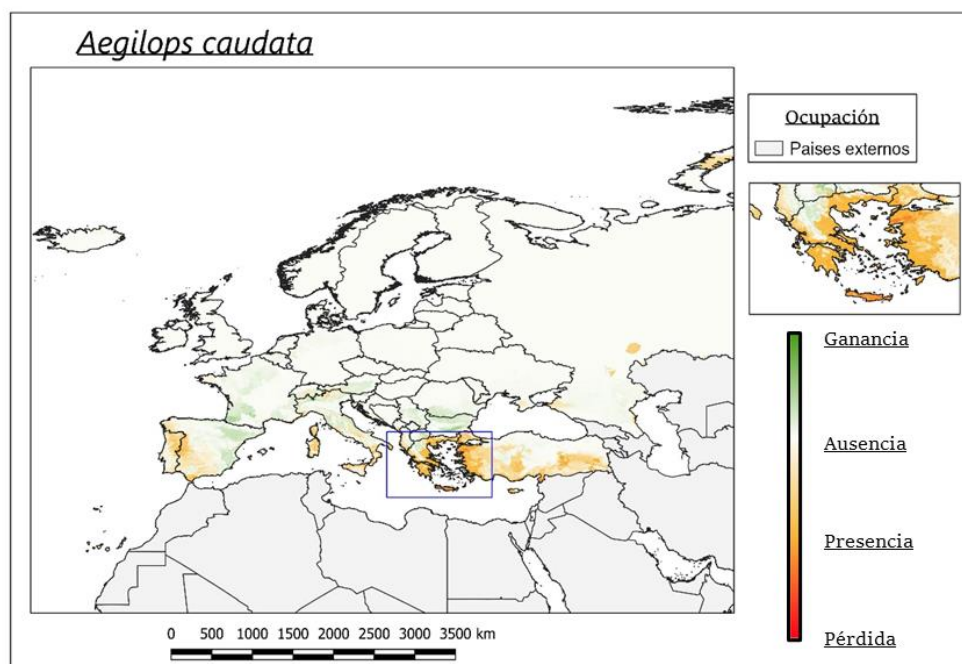
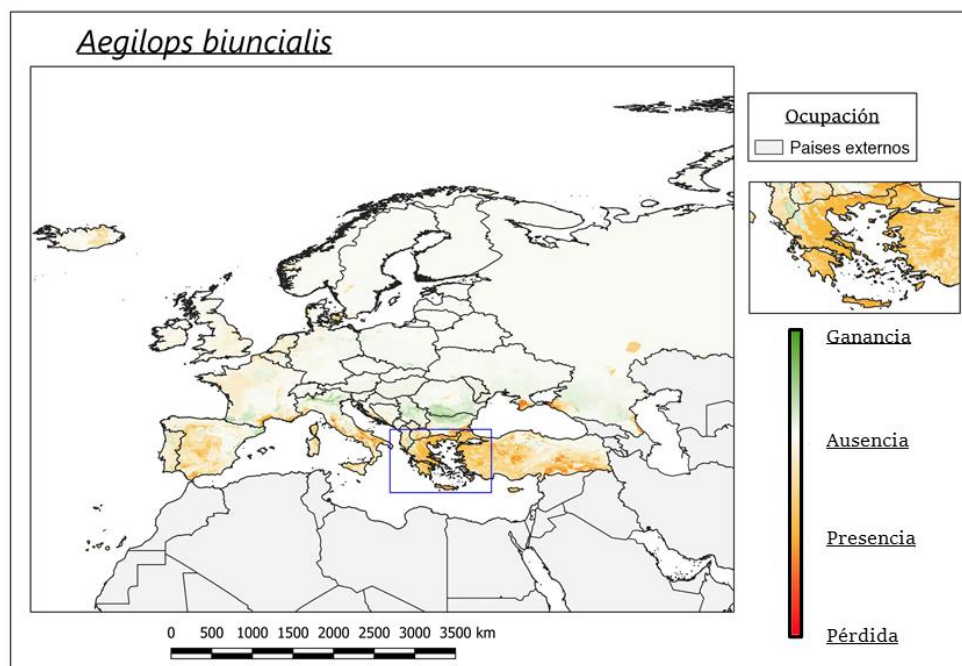


## *Secale sylvestre*

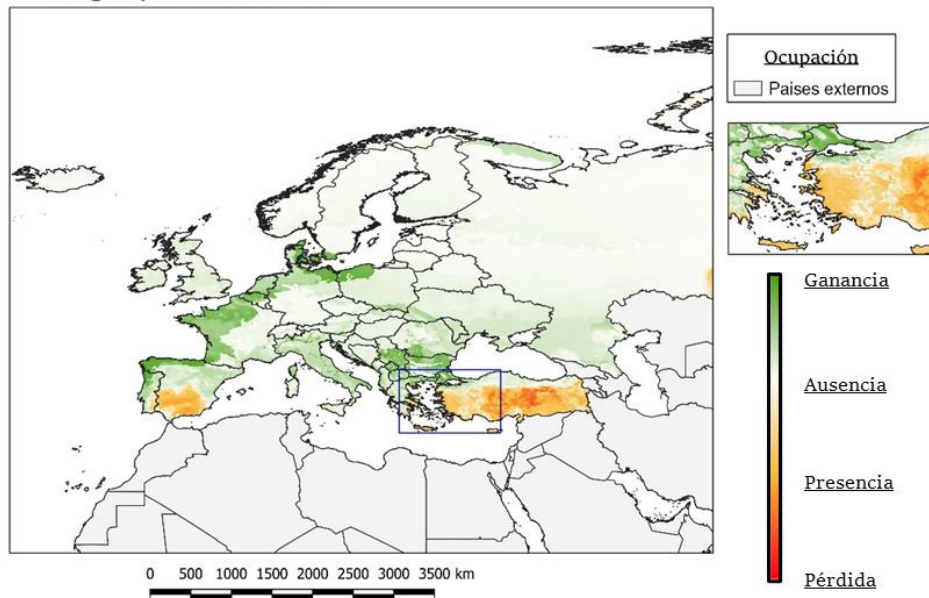


## Anexo 6

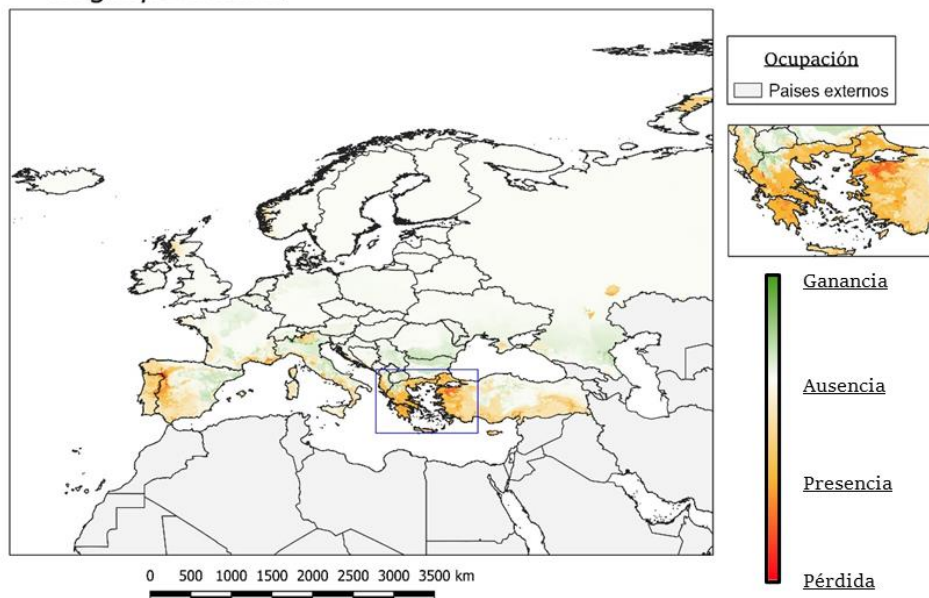
Mapas geográficos del territorio de estudio (Europa + Turquía) donde se representa la cobertura en función de la pérdida, presencia, ausencia y ganancia del hábitat de las 17 especies de PSC seleccionadas en función de los mapas de cobertura de adecuabilidad del hábitat del escenario actual y futuro 8.5. Al margen se presenta un mapa geográfico ampliado de la región geográfica con mayor variación de adecuabilidad del hábitat.



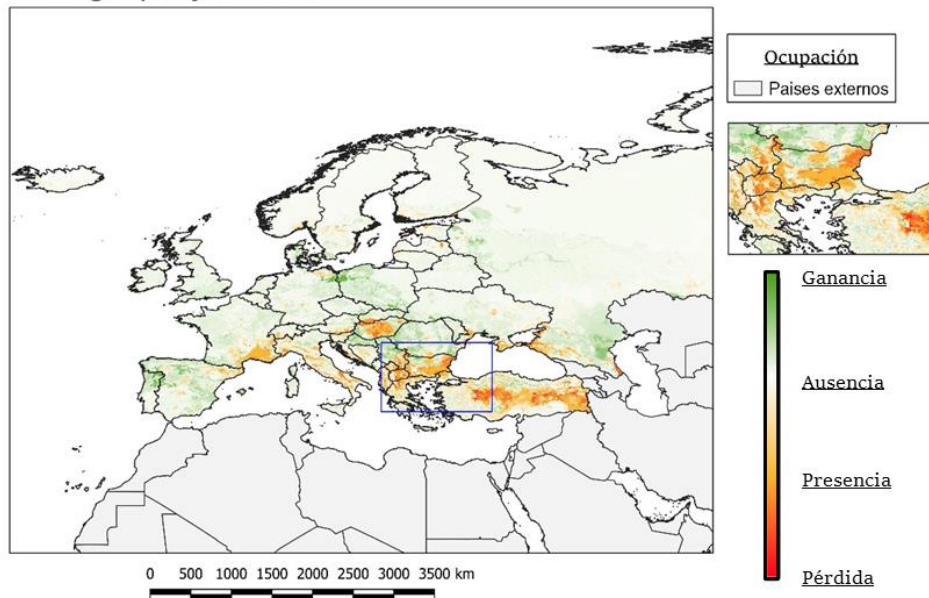
*Aegilops columnaris*



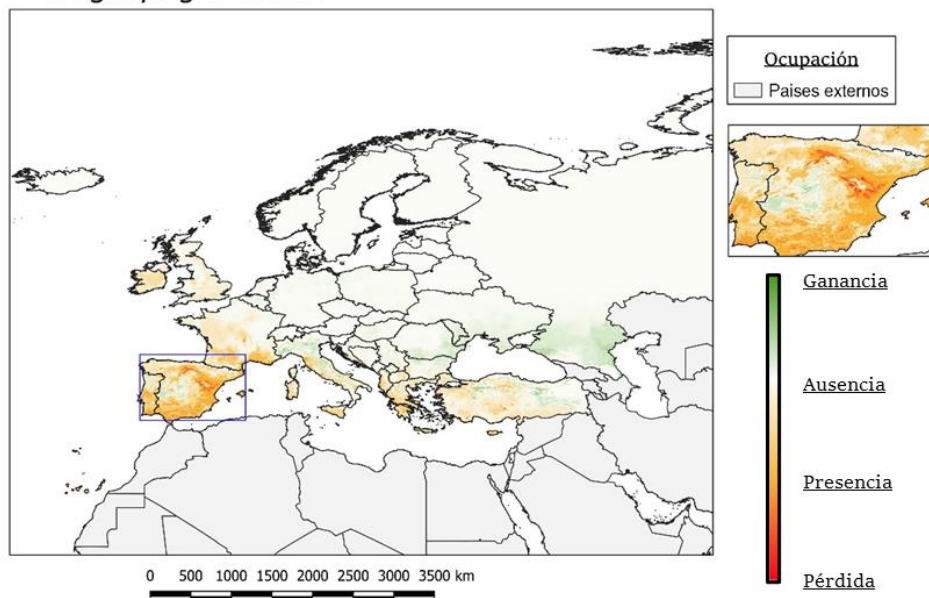
*Aegilops comosa*



*Aegilops cylindrica*

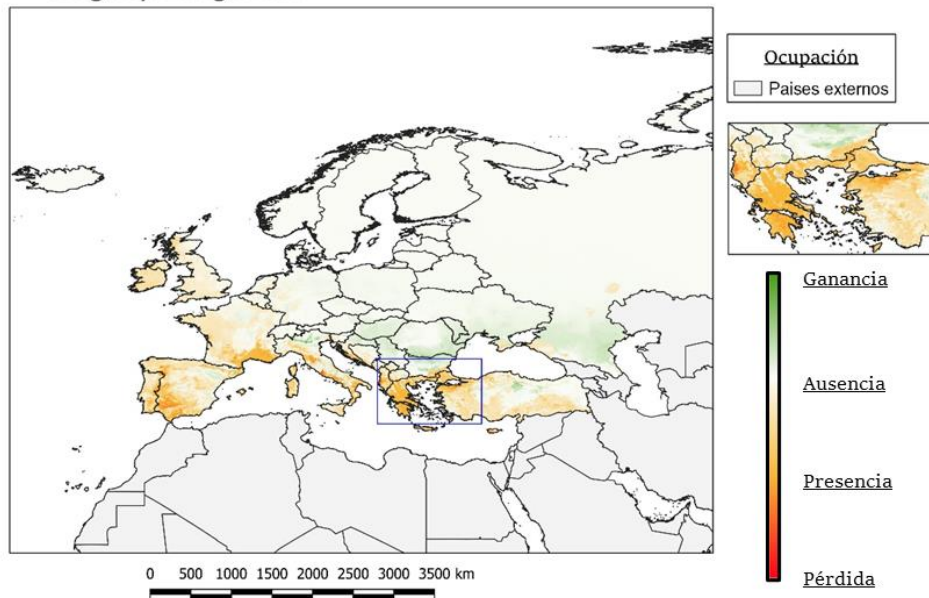


*Aegilops geniculata*

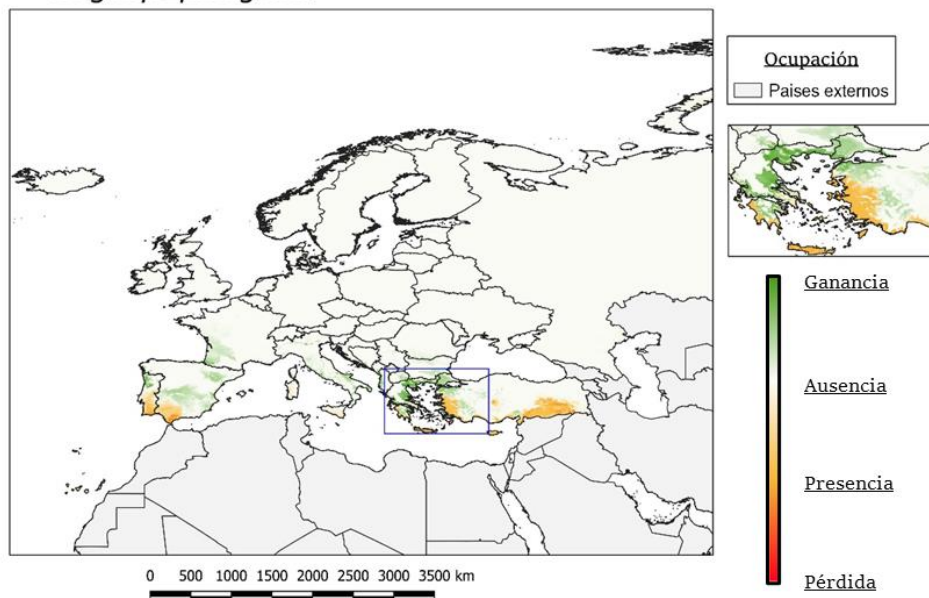




*Aegilops neglecta*

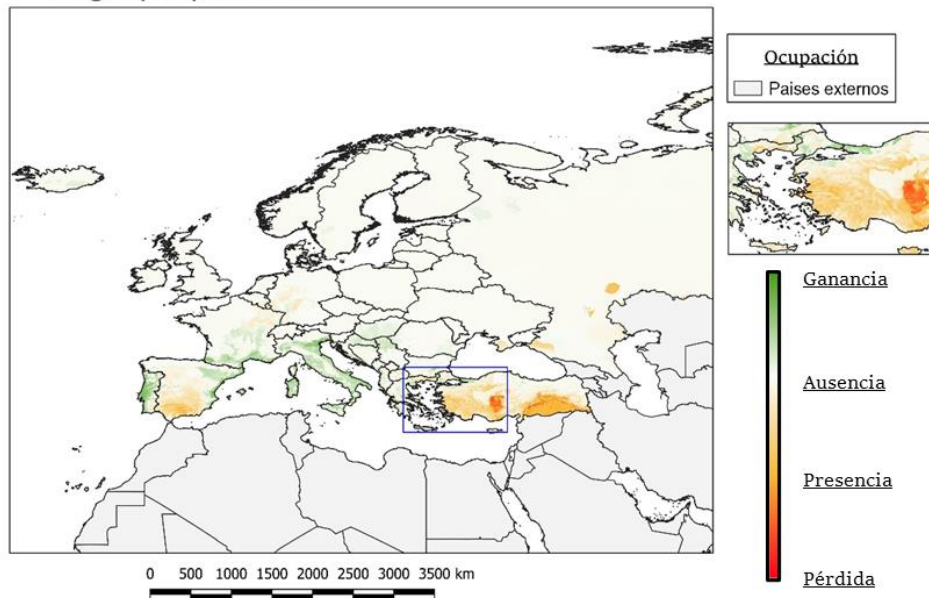


*Aegilops peregrina*

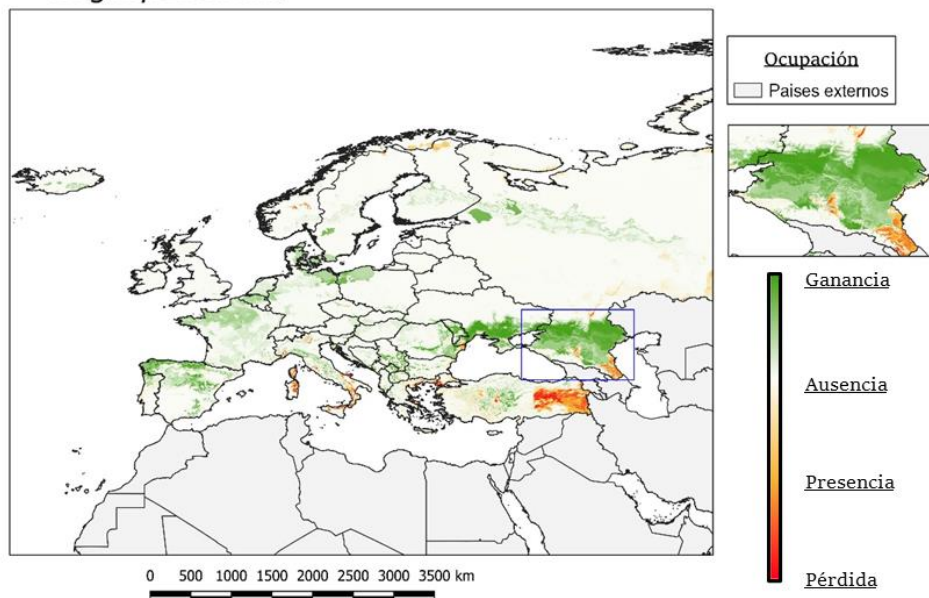




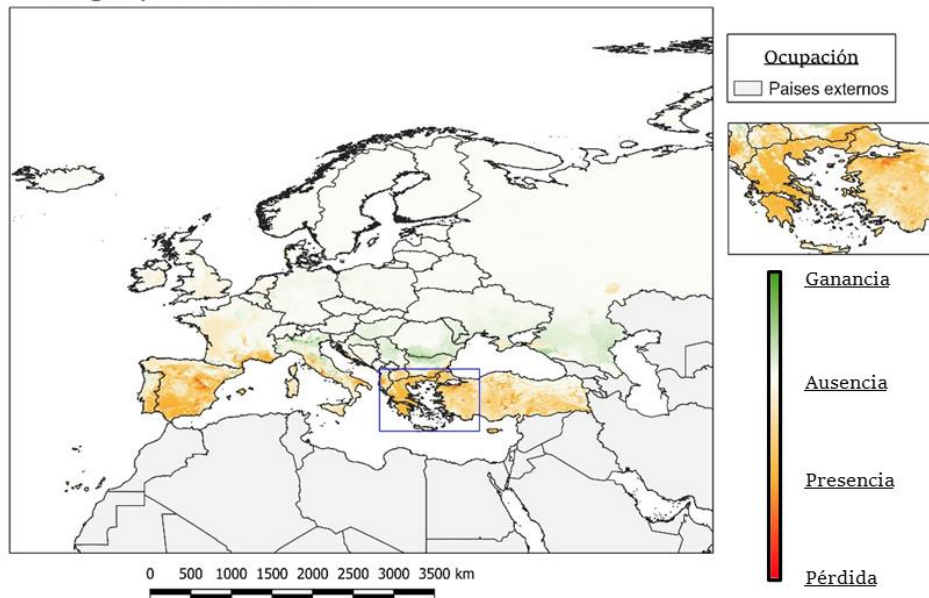
*Aegilops speltoides*



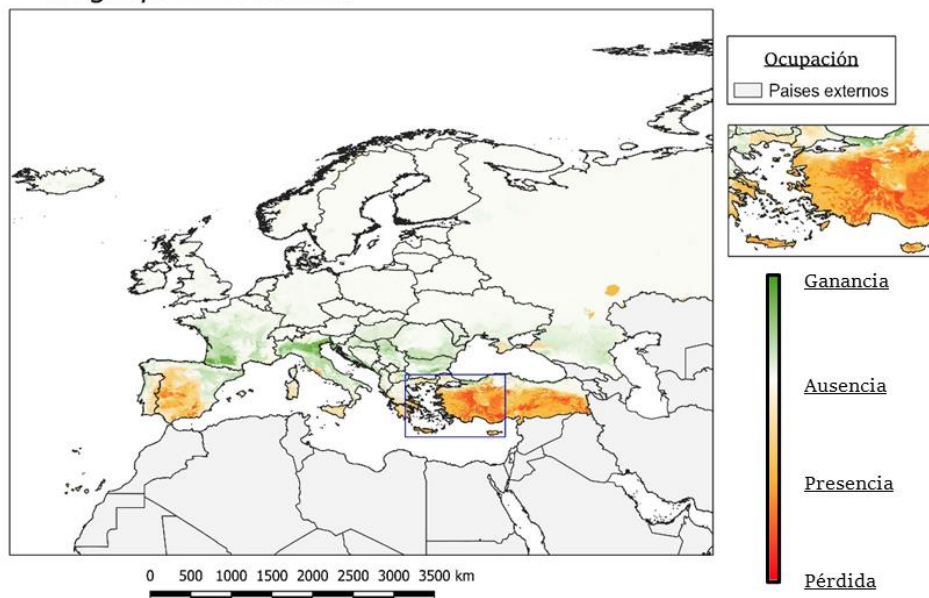
*Aegilops tauschii*



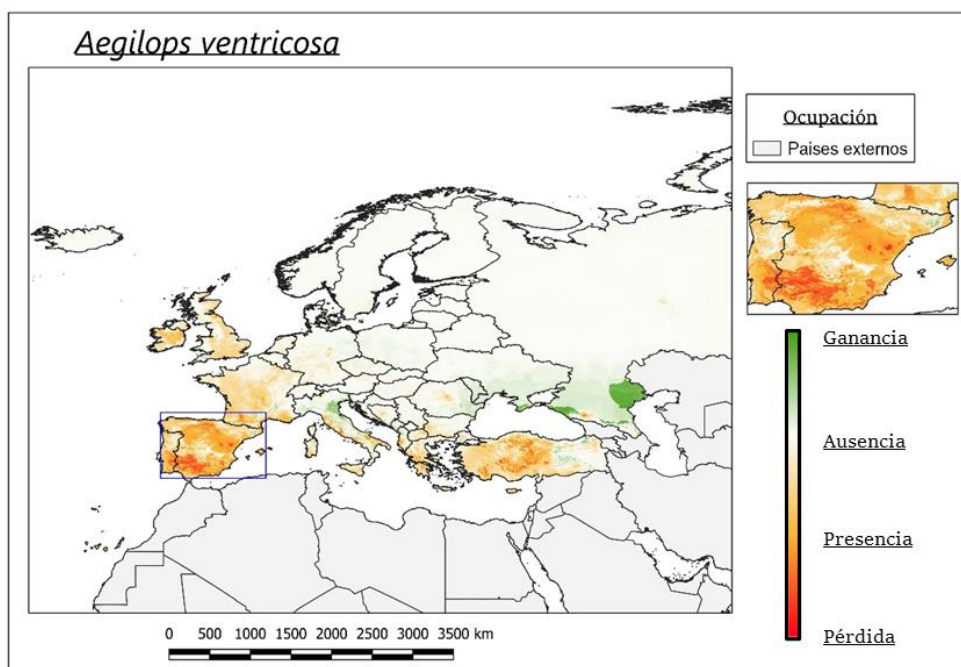
*Aegilops triuncialis*



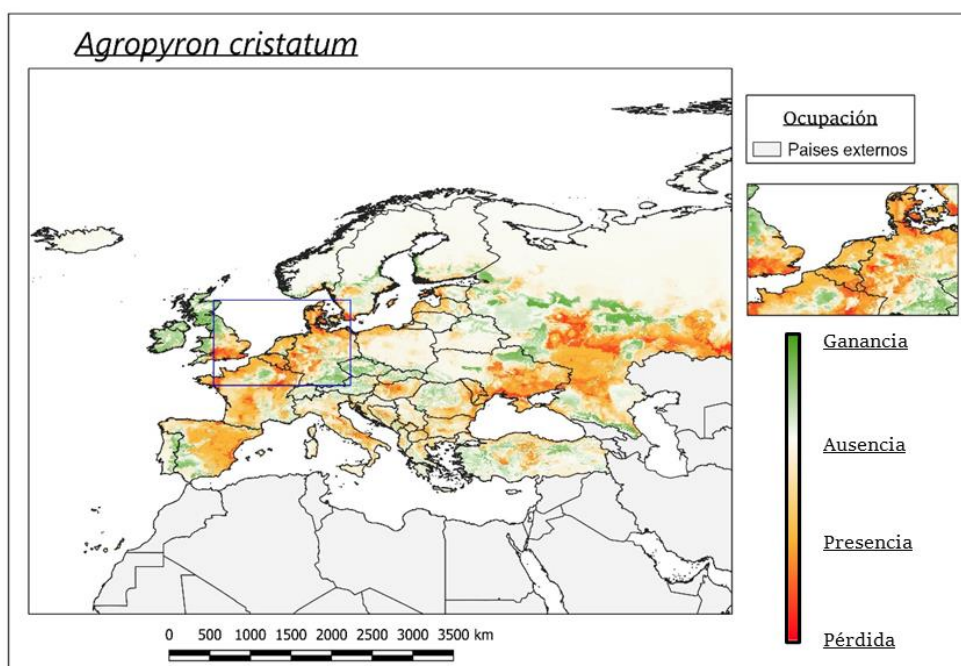
*Aegilops umbellulata*



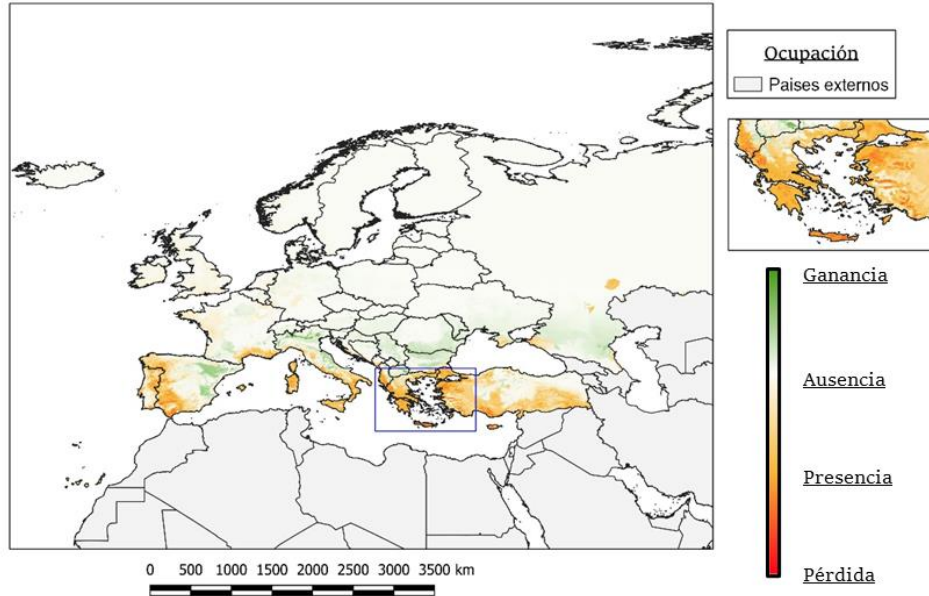
*Aegilops ventricosa*



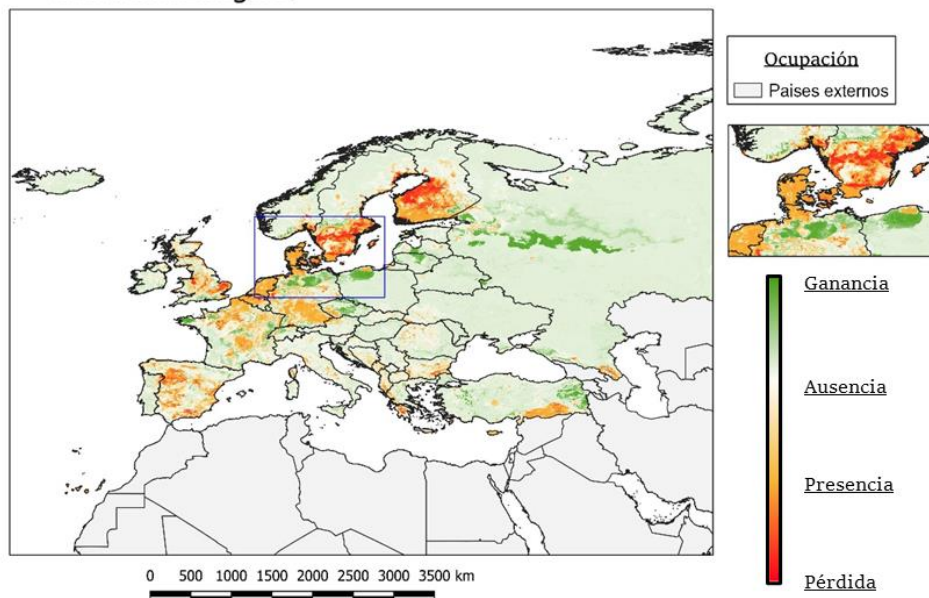
*Agropyron cristatum*



### *Hordeum bulbosum*



### *Hordeum vulgare*



### *Secale sylvestre*

